

НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ
ІМЕНІ ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ
ІМЕНІ ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

КОНОНЦЕВ СЕРГІЙ ВІКТОРОВИЧ

УДК 628-35 / 602-44

ДИСЕРТАЦІЯ
БАГАТОСТАДІЙНЕ БІОЛОГІЧНЕ ОЧИЩЕННЯ ОБОРОТНОЇ ВОДИ
ІНДУСТРІАЛЬНИХ РИБНИЦЬКИХ ГОСПОДАРСТВ

05.17.21 – технологія водоочищення
Технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ С.В. Кононцев
(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

науковий консультант
Саблій Лариса Андріївна
доктор технічних наук, професор

Київ - 2019

АНОТАЦІЯ

Кононцев С.В. Багатостадійне біологічне очищення оборотної води індустриальних рибницьких господарств. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 05.17.21 – технологія водоочищення. – Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» МОН України, Київ; *Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» МОН України, Київ, 2019.*

Зростання потреби людства у рибницькій продукції на фоні одночасного виснаження природних запасів водойм внаслідок різних факторів антропогенного впливу стало причиною стрімкого розвитку інтенсивних методів вирощування риб у штучно створених умовах. Технології інтенсивного вирощування риби у замкнутих штучно створених аквасистемах – установках із замкнутим водопостачанням (УЗВ) та системах з оборотним водопостачанням (СОВ) вважають найперспективнішими, оскільки вони характеризуються найвищим виходом продукції з одиниці виробничих площ при мінімальних обсягах скиду забруднень у природні водойми.

У роботі систематизовано основні проблемні аспекти, що виникають при видаленні з оборотної води УЗВ сполук Нітрогену шляхом нітри-денітрифікації. Встановлено залежність кількості нерозчинених домішок оборотної води від кількості та якості внесених комбікормів. Проведено аналіз ефективності роботи споруд механічного очищення для попереднього видалення нерозчинених забруднень та визначено її зв'язок з очисною потужністю споруд нітрифікації. Встановлено причини високих енерговитрат та утворення надмірної кількості осадів у процесі очищення оборотної води УЗВ при реалізації традиційної технології нітри-денітрифікації. Доведено низьку ефективність очищення оборотної води УЗВ від амонійного Нітрогену у біореакторах, де одночасно передбачено видалення органічних забруднень.

Обґрунтовано біотехнологічну доцільність у розділенні процесів очищення оборотної води від амонійного нітрогену та органічних забруднень.

Технологію багатостадійного біологічного очищення оборотної води УЗВ розроблено на базі прогресивних підходів до процесів очищення господарсько-побутових стічних води та відновлення якості води у рибицтві – принципу біоконвеєра і концепції інтегрованої мультитрофічної аквакультури (ІМТА). Таким чином, в процесі очищення оборотної води УЗВ основна частина характерних забруднень трансформується у біомасу кормових організмів, що залучаються до відновлення кондицій забрудненої води. Така біотехнологія поетапного видалення залишків кормів та метаболітів риб дозволяє надати воді найвищих кондицій якості, що є вкрай важливим у системах оборотного водопостачання, забезпечує часткову конверсію незасвоєних рибами цінних компонентів корму, внаслідок чого знижуються витрати на утилізацію утворених відходів та очищення води в цілому. Запропоновано використання для біологічного очищення представників водних рослин та безхребетних, які характеризуються високим біотрансформаційним потенціалом і мають кормову цінність для риб; встановлено умови їх культивування в очисних спорудах для найбільш ефективної деструкції забруднюючих речовин, визначено послідовність процесів їх трансформації у технології багатостадійного біологічного очищення оборотної води УЗВ.

У роботі представлено механізм трансформації амонійного Нітрогену у білкову біомасу рослин-очисних агентів у процесі їх прямої асиміляції розчинених сполук Нітрогену та Фосфору з оборотної води. Запропоновано використання видів ряскових (*Araceae: Lemnoideae*) у процесах видалення даних забруднень з оборотної води як найбільш зручні та технологічні види для культивування у штучно створених екосистемах. Серед головних переваг обраних видів є високий асиміляційний потенціал за макроелементами, легка адаптація до параметрів забрудненої води, висока кормова цінність. У процесі експериментальних досліджень визначено раціональні параметри процесу видалення амонійного Нітрогену у фітореакторі з рясковими. Запропоновано

методику розрахунку споруди та розроблено рекомендації пуску та експлуатації фітореактора. Визначено очисну потужність за амонійним Нітрогеном фітореактора з плаваючими водними рослинами, яка залежно від гідравлічного навантаження, питомої біомаси на одиницю площі та режиму освітлення становить $8-14 \text{ гNH}_4^+ / (\text{м}^2 \cdot \text{доб})$.

Відповідно до концепції ІМТА, обґрунтовано доцільність культивування в очисних спорудах червононогих молюсків, водних олігохет та вищих ракоподібних, які здатні у процесі мінералізації нерозчинених забруднень оборотної води трансформувати їх в власну біомасу. Для підвищення ефективності видалення з оборотної води нерозчинених забруднень запропоновано поетапну їх трансформацію очисними агентами, а також розділення оборотної води на основний потік на концентровану мулово-фекальну суміш. Відповідно, у біореакторі І ступеня відбувається процес мінералізації та укрупнення нерозчинених забруднень та біоплівки, що розвивається на поверхні інертного носія («Вія» або площинне завантаження). За необхідності доочищення води за БСК₅, ХСК та завислими речовинами рекомендовано влаштовувати біореактор ІІ ступеня, де поряд з гетеротрофною мікрофлорою на поверхні інертного носія культивуються представники вищих ракоподібних – креветки. Мінералізація грубодисперсних забруднень мулово-фекальної суміші забезпечується у затопленому біофільтрі, в біоценоз якого включені водні олігохети. Відповідно до розроблених схем деструкції нерозчинених та розчинених органічних сполук за участю гетеротрофної мікробіоти та цільових груп очисних агентів (молюсків, олігохет та ракоподібних) забезпечується трансформація основної частини нітроген- та фосформістких сполук у біомасу вказаних кормових організмів.

Розроблено конструкції біореакторів, пристосованих для культивування визначених груп очисних агентів, визначено їх раціональні технологічні параметри. Відповідно до технологічних особливостей основних об'єктів індустріального рибництва та умов формування забруднень оборотної води УЗВ розроблено схеми очищення, що забезпечують повторне використання води на

рівні 95% і вище. Обґрунтовано ефективність використання розробленої технології очищення оборотної води при вирощуванні декоративних гідробіонтів, а також зникаючих, цінних видів іхтіофауни з метою подальшої інтродукції їх у природні водойми. Для УЗВ з вирощування видів, найбільш перспективних для України, розраховано економічний ефект від впровадження розробленої технології багатостадійного біологічного очищення.

Вперше:

- теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено раціональну послідовність очищення оборотної води, яка передбачає попереднє механічне очищення, видалення розчинених та дрібнодисперсних органічних сполук у біореакторах з інертним носієм, у біоценоз якого включені представники червононогих молюсків та вищих ракоподібних, видалення розчинених сполук Нітрогену та Фосфору у біореакторі з рясковими;
- обґрунтовано метод очищення оборотної води від сполук Нітрогену та Фосфору у фітореакторі з вищими водними рослинами. При раціональних параметрах процесу – гідравлічному навантаженні, навантаженні за Нітрогеном, концентрацією біомаси, температурою, умовах освітлення та ін. ряскові забезпечать ефективне видалення амонійного Нітрогену та фосфатів у процесі прямої асиміляції без утворення проміжних продуктів і трансформацію Нітрогену у доступні риbam білкові сполуки, що дозволяє знизити потребу у комбікормах;
- визначено динаміку зниження концентрації амоній-йону при очищенні оборотної води за допомогою ряски малої та вольфії у фітореакторі, залежність параметрів росту та швидкості асиміляції амонійного Нітрогену від інтенсивності та тривалості освітлення, на основі чого встановлено концентрації амонійного Нітрогену в очищеній воді 0,1-1 мг/дм³ залежно від профілю господарства;
- встановлено, що за інтенсивності штучного освітлення в межах 4200-6600 Лк та тривалості світлового дня від 10 до 14 годин ряскові при культивуванні у фітореакторі для очищення оборотної води тепловодних УЗВ характеризуються

наближеними до максимальних темпами росту та, відповідно, забезпечують видалення сполук Нітрогену та Фосфору з найвищою інтенсивністю;

- доведено ефективність очищення оборотної води від розчинених та дрібнодисперсних органічних забруднень у аеробному біореакторі з інертним носієм, у біоценоз якого включено черевоногих молюсків, внаслідок чого у 2,5-3 рази знижується кількість утворених відходів одночасно із зростанням їх зольності до 50-60% та покращенням седиментаційних властивостей;

- встановлено, що при значеннях гідравлічного навантаження на біореактор з інертним носієм в межах $2-5 \text{ м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{год})$ завдяки включенню в його біоценоз черевоногих молюсків очисна потужність споруди збільшується на 40-100 гБСК₅/($\text{м}^3 \cdot \text{год}$), при чому ефект очищення за БСК₅ залежно від навантаження по органічній речовині та гідравлічного навантаження коливається в межах 80-95%;

- запропоновано нові підходи до попереднього механічного очищення оборотної води УЗВ, обґрунтовано доцільність розділення потоків на висококонцентровану мулово-фекальну суміш та освітлену воду з метою підвищення ефективності окиснення органічних сполук та зниження кількості утворених у процесі очищення оборотної води відходів;

- теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено ефективність мінералізації видалених з оборотної води грубодисперсних забруднень у затопленому біофільтрі з олігохетами, що дозволяє знижувати обсяги утворених відходів та підвищує їх ступінь мінералізації;

- встановлено технологічні параметри очисних споруд, у біоценоз яких включено черевоногі молюски, олігохети та вищі ракоподібні, при яких показники БСК та ХСК очищеної оборотної води не перевищують відповідно 10 та 35 мг/дм³ і дозволяють використовувати її повторно.

Набули подальшого розвитку:

- концепція інтегрованої мультитрофічної аквакультури (ІМТА), реалізація якої в умовах очищення забрудненої оборотної води УЗВ забезпечує економію на рибницьких кормах;

- принцип біоконвеєра для біологічного очищення оборотної води УЗВ від забруднюючих речовин, на основі якого розроблено інноваційну технологію біологічного очищення води і конструкції біореакторів для її реалізації в межах рибницьких господарств з оборотним водопостачанням.

Одержані результати досліджень мають практичну цінність для рибницьких господарств індустріального типу, де ефективність очищення оборотної води відіграє вирішальну роль в процесах вирощування рибної продукції. Запропоновано методики розрахунків фітореактора з плаваючими водними рослинами, біореактора з похилими полицями та біореактора з волокнистим носієм типу «Вія» для очищення оборотної води.

Методики використано при проектуванні споруд багатостадійного біологічного очищення оборотної води господарств з вирощування осетрових, кларієвого сома та тилapia. Розроблену технологію багатостадійного біологічного очищення впроваджено у проекти реконструкції та будівництва очисних споруд УЗВ для вирощування даних об'єктів індустріального рибництва. Окремі технологічні рішення реалізовано у проектах очисних споруд господарсько-побутових стічних вод населеного пункту та бази відпочинку.

Ключові слова: біологічна очистка, оборотна вода, УЗВ, видалення Нітрогену та Фосфору, мінералізація нерозчинених забруднень, інтегрована мультитрофічна аквакультура

ABSTRACT

Konontsev S.V. Multistage biological treatment of recirculating water of industrial fish farms. – The manuscript.

The dissertation for obtaining the degree of a Doctor of Technical Sciences by Speciality 05.17.21 – water treatment technology. - National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Ministry of Education and Science of Ukraine, Kyiv; National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Ministry of Education and Science of Ukraine, Kyiv, 2019.

The humankind needs for fish products growth against the background of simultaneous depletion of the natural waterbodies due to various factors of the anthropogenic impact has caused rapid development of intensive methods of growing fish in artificially created conditions. Technologies for intensive fish growing in closed artificially created aquatic systems, namely the installations with recirculating aquaculture systems (RAS) and systems with reversible water supply, are considered as the most perspective. They are characterized by the highest output per unit of production area and minimal discharges of pollution into natural reservoirs.

In the work, the main problematic aspects arising when nitrogen compounds being removed from the recirculating water of RAS by nitrification- denitrification were systematized. The dependence of the amount of undissolved impurities in recirculating water on the quantity and quality of the mixed fodder was established. The analysis of efficiency of the mechanical cleaning facilities for preliminary removal of undissolved contaminants was carried out and its relationship with the purification capacity of nitrification facilities was determined. The reasons for the high energy consumption and production of excessive amounts of sediments during the process of RAS recirculated water treatment in the implementation of the traditional technology of nitro-denitrification were established. The low efficiency of the RAS water treatment from ammonium nitrogen in the bioreactors, where organic contaminants being removed simultaneously, was proved. Biotechnological

expediency in the separation of processes of the recirculating water treatment from ammonium nitrogen and organic contaminants was substantiated.

The technology of multistage biological treatment of recirculating water in RAS was developed based on progressive approaches to the processes of treatment of domestic wastewater and restoration of water quality in fish farming, namely the bioconveyer principle and the concept of integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). According to the technology, in the process of water treatment in RAS most of the characteristic contaminants are transformed into biomass of fodder organisms that are involved in the purification of contaminated water. This kind of biotechnology, with phased removal of fish feed leavings and fish metabolites, allows to provide water of the highest quality, which is extremely important in recirculating water supply systems. It provides a partial conversion of valuable components of fodder that are unassimilated by fish, which reduces the waste disposal cost and water treatment value in total.

For biological treatment, the use representatives of aquatic plants and invertebrates, which are characterized by a high biotransformation capacity and have a fodder value for fish, was proposed. The conditions for their cultivation in the treatment plants on purpose of the most effective destruction to pollutants were determined. The sequence of processes of their transformation in the technology of multistage biological treatment of water in RAS was revealed.

In the work, the mechanism of ammonium nitrogen transformation into the protein biomass of plants, which being the purifications agents in the process of direct assimilation of dissolved nitrogen and phosphorus compounds from recirculating water was presented. It is proposed in the processes of removing these contaminations from recirculating water to use duckweed species (Araceae: Lemnoideae) as the most convenient and technological species for cultivation in artificially created ecosystems.

Among the main advantages of these species is their high assimilating potential in regards to macronutrients, easy adaptation to the parameters of contaminated water, and their high feed value. In the process of experimental research, the rational process parameters of ammonium nitrogen removal in phytoreactor with duckweed were

determined. A technique for calculating the installation is proposed and recommendations for starting and operating the phytoreactor are developed. The purification power of phytoreactor with floating aquatic plants for the ammonium nitrogen was determined. According to the hydraulic load, the specific biomass per unit area, and the lighting regime, it makes $8-14 \text{ mgNH}_4^+ / (\text{m}^3 \cdot \text{per day})$.

According to the IMTA concept, the expediency of cultivating in sewage treatment plants gastropods, aquatic oligochaetes and higher crustaceans, which are capable to transform the undissolved contaminants of recirculating water into their own biomass in the process of mineralization, was justified. In order to increase the efficiency of the contaminants removal from the recirculating water, the phased transformation of undissolved contaminants by purifications agents, as well as separation of recirculating water into the mainstream and concentrated silt-faecal mixture, were proposed.

Accordingly, in bioreactor of the first degree, the process of mineralization and consolidation of insoluble contaminants and biofilms developing on the surface of an inert carrier ("Viya" or planar loading) takes place. If it needs to purify water additionally, on such indicators as BOD₅, COD, and suspended substances, it can be recommended to arrange the second-degree bioreactor, where representatives of higher crustaceans (shrimps) are cultivated on the inert carrier surface along with the heterotrophic microflora.

Mineralization of coarse-dispersed contamination of the silt-faecal mixture is provided in a flooded biofilter, which biocenosis includes the water oligochaetes. According to the developed schemes of undissolved and dissolved organic compounds destruction by the heterotrophic microbiota and target groups of purifications agents (molluscs, oligochaetes, and crustaceans), the main part of nitrogen- and phosphorus-containing compounds are transformed into the biomass of feed for these organisms.

Structures of bioreactors adapted for the cultivation of certain groups of purifications agents were developed and their optimal technological parameters were determined. According to the technological features of the main objects of industrial

fish farming and the conditions for formation of the RAS water pollutants, was developed purification schemes, which ensure the reuse of water at 95% and above. The efficiency of use developed technology for recycling water treatment for the cultivation of decorative hydrobionts, as well as endangered and valuable fish species with the purpose of further introduction them into natural reservoirs was substantiated. For the RAS specializing in growing species which are the most perspective for Ukraine, the economic effect of multistage biological treatment technology introduction was calculated.

Firstly:

- it was theoretically substantiated and experimentally proved the rational sequence of recirculating water treatment, which involves preliminary mechanical treatment, removal of dissolved and finely dispersed organic compounds in bioreactors with an inert carrier, which biocenosis includes representatives of gastropods and higher crustaceans, and removal of dissolved nitrogen and phosphorus compounds in the bioreactor with duckweed;
- the method of removing nitrogen and phosphorus compounds by means of recirculating water treatment in phytoreactors with higher aquatic plants was justified. With rational parameters of the process, such as hydraulic load, nitrogen load, biomass concentration, temperature, lighting conditions, and etc., duckweed species will ensure the effective removal of ammonium nitrogen and phosphates during the process of their direct assimilation without formation of intermediates. Additionally, they can provide the nitrogen transformation into fish-accessible protein compounds reducing needs for mixed fodders;
- the dynamics of decrease in ammonium ion concentration during water treatment process by duckweed and wolfia in the phytoreactor was determined; dependence of growth parameters and rate of assimilation of ammonium nitrogen on the intensity and duration of illumination was identified; as a result, the concentration of ammonium nitrogen in purified water 0,1-1 mg/dm³ depending on the fish farming profile was determined;

- it was established that at intensity of artificial lighting in the range of 4200-6600 Lx and the duration of light day from 10 to 14 hours duckweed species cultivated in a phytoreactor for the recirculating water treatment of warm water RAS were characterized by growth rates approaching to maximum values, and, accordingly, provided removal of nitrogen and phosphorus compounds with the highest intensity;
- the efficiency of recirculating water treatment by means of removing dissolved and finely dispersed contaminants in the aerobic bioreactor with an inert carrier was proved; if the gastropods is included in the biocenosis, the number of generated waste can be decreased in 2,5-3 times with simultaneous increasing of their ash content to 50-60% and improvement of sedimentation properties;
- it was established that at the values of the hydraulic load on the bioreactor with an inert carrier within the range of $2-5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, due to the inclusion of gastropods in its biocenosis, the purifying capacity of the structure is increased by 40-100 $\text{gBOD}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, and the effect of purification according on BOD_5 varies between 80-95% depending on a load of organic matter and the hydraulic load;
- new approaches to the preliminary mechanical treatment of RAS recirculating water were proposed; the feasibility of separating the flows into a highly concentrated silt-faecal mixture and lighted water was substantiated in order to increase the efficiency of organic compounds oxidation and reduce the amount of waste generated during the recirculating water treatment;
- it was theoretically substantiated and experimentally confirmed the effectiveness of mineralization of coarse-dispersed contaminants removed from recirculated water in a flooded biofilter with oligochaetes, that allows to reduce the amount of generated wastes and increase their mineralization degree;
- technological parameters of treatment plants, which biocenosis included gastropods, oligochaetes, and higher crustaceans, were established; the parameters of BOD and COD of purified recirculating water do not exceed 10 and 35 mg/dm^3 accordingly, that allows the water to be reused.

Received further development:

- the IMTA concept, the implementation of which in the RAS water treatment processes allows reducing the amount of generated waste in 2,5-3 times and provides economy in fish feeds in the range of 15-20% reducing the cost of production on 10-12%;
- the bioconveyer principle for biological treatment of RAS recirculating water from pollutants; on the basis of this principle it was developed an innovative technology of biological water treatment and constructions of bioreactors for its implementation within fish farms with recirculating water supply.

The obtained research results have practical value for fish farms of the industrial type, where the efficiency of recirculating water treatment plays crucial role in the processes of growing fish products. To maintain them, methods for calculating the phytoreactor with floating aquatic plants, the bioreactor with inclined shelves, and the bioreactor with a fibrous carrier of the "Viya" type for recirculating water treatment were proposed. The methods were used in the design of multi-stage biological treatment of recirculating water from farms for growing sturgeon, African catfish and tilapia. The developed technology of multi-stage biological treatment was implemented in the projects of reconstruction and building of RAS treatment facilities for the purpose to growth the industrial fish farming objects. As well as, some technological solutions were realized for projects of sewage treatment facilities of the municipal sewage from a settlement and a recreation centre.

Key words: biological water treatment, recirculating water, RAS, Nitrogen and Phosphorus removal, mineralization of organic contaminants, integrated multitrophic aquaculture

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА
Наукові праці, в яких опубліковані основні результати дисертації
Монографії

1. Кононцев С. В. Екологічна біотехнологія очищення стічних вод та культивування кормових організмів / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська. – Рівне : НУВГП, 2011. – 151 с.
2. Кадастр іхтіофауни Рівненської області: монографія / [Гроховська Ю. Р., Воловик Г. П., Кононцев С. В. та ін.]; за ред. Мошинського В. С., Гроховської Ю. Р. – Рівне : ТзОВ «Дока центр», 2012. – 200 с.

Статті у наукових фахових виданнях

3. Гроховська Ю. Р. Оцінка якості води Чорного моря в районі м. Ялта / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2007. – Вип. 3 (39). – С. 47–53.
4. Кононцев С. В. Біотехнологія очищення води при вирощуванні кларієвого сома в УЗВ / Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті. – 2016. – № 3 (20). – С. 57–64.
5. Кононцев С. В. Очищення води рибницьких господарств із замкнутим циклом водопостачання від сполук амонійного нітрогену / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: наук.-техн. зб. – К. : КНУБА, 2016. – Вип. № 27. – С. 170–177.
6. Саблій Л. А. Підвищення ефективності аерування мулової суміші в аеротенках шляхом використання низьконапірного аератора / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: наук.-техн. зб. – К. : КНУБА, 2017. – Вип. № 28. – С. 290–295.
7. Кононцев С. В. Моделювання процесів видалення сполук нітрогену з оборотної води індустріальних рибницьких господарств / С. В. Кононцев // Математичне моделювання в економіці. – № 1. – 2018 р. – С. 93–102.
8. Кононцев С. В. Аналіз відповідності складу забруднень оборотної води УЗВ потребам водних рослин у макроелементах / Кононцев С. В., Гроховська Ю. Р.,

Саблій Л. А., Козар М. Ю. // ВІСНИК НУВГП. – Випуск 3 (79). – 2017. – С. 68–76.

9. Кононцев С. В. Реалізація методу біоконвеєра при очищенні оборотної води рибницьких господарств / С. В. Кононцев // ВІСНИК НУВГП . – 2017. – Випуск 4 (80). – С. 28–35.

10. Саблій Л. А. Технологія очищення оборотної води УЗВ для вирощування осетрових / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Вісник інженерної академії України. – № 4. – 2017. – С. 183–188.

11. Гроховська Ю. Р. Фізіолого-біохімічні основи очищення оборотної води УЗВ від сполук нітрогену та фосфору / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вчені записки ТНУ імені В. І. Вернадського. Серія: технічні науки. – Том 29 (68). – Ч. 3. – № 1. – 2018. – С. 42–47.

12. Гроховська Ю. Р. Асиміляційний потенціал ряскових та перспективи його використання при очищенні оборотної води УЗВ / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // ВІСНИК НУВГП. – Випуск № 1 (81). Серія: Технічні науки. – 2018. – С. 47–53.

13. Саблій Л. А. Аналіз ефективності застосування роторних аераторів при очищенні води у системах з оборотним водопостачанням / Л. А. Саблій, М. С. Коренчук, С. В. Кононцев // Вісник КНУТД. Серія «Технічні науки». – 2018. – № 2 (120). – С. 56–61.

14. Кононцев С. В. Конверсія компонентів корму при вирощуванні рибницької продукції в установках із замкнутим водопостачанням / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, М. С. Коренчук // Наукові горизонти. – 2018. – Випуск 4 (67). – С. 94–103.

15. Саблій Л. А. Очищення оборотної води УЗВ у біореакторі з похилими полицями / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Вісник інженерної академії України. - № 1. – 2018. – С. 156–162.

16. Саблій Л. А. Дослідження ефективності видалення іонів феруму вищими водними рослинами / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук,

- Д. С. Колтишева // Наукові праці ВНТУ.– 2018. – № 2. – 5 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://praci.vntu.edu.ua/index.php/praci/article/view/546>
16. Кононцев С. В. Очищення оборотної води рибницьких господарств індустріального типу від сполук фосфору / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Л. А. Саблій, М. Ю. Козар // Вісник інженерної академії України. – 2018. – № 2. – С. 160–164.
17. Кононцев С. В. Комплексне очищення оборотної води УЗВ з використанням інтегрованих систем аквапоніки / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська, М. С. Коренчук // Вісник інженерної академії України. – 2018. – №3. – С. 171–176.
18. Саблій Л. А. Використання аераційної системи ежекторного типу для біологічного очищення стічних вод // Л. А. Саблій, О. М. Ободович, В. В. Сидоренко, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Вода і водоочисні технології: Науково-технічні вісті. – № 1 (22). – 2018. – С. 50–58.
19. Konontcev S. Treatment of recirculating water of industrial fish farms in phytoreactor with Lemnoideae / S. Konontcev, L. Sabliy, M. Kozar, N. Korenchuk // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2017. – 5/10 (89). – P. 61-67. (Індексується у базах BASE, Ulrich's Periodicals Directory, CiteFactor, ResearchBid, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography, Scopus)
20. Саблій Л. А. Реалізація концепції системи інтегрованої мультитрофічної аквакультури у прісноводних рибницьких господарствах з замкнутим водопостачанням / Л. А. Саблій, М. С. Коренчук, С. В. Кононцев, Гроховська Ю. Р. / Вісник Хмельницького Національного Університету. Серія: Технічні науки. – 2017. – №5. – С. 89–93. (Індексується у базах Google Scholar, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography)
21. Кононцев С.В. Використання червоногих молюсків для мінералізації нерозчинених забруднень оборотної води УЗВ / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Л. А. Саблій, М. С. Коренчук // Вісник Хмельницького Національного Університету. Серія: Технічні науки. – 2018. – №1. – С. 193–198.

(Індексується у базах Google Scholar, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography)

22. Кононцев С. В. Адаптація ряскових (LEMNOIDEAE) до умов органічного забруднення води / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Л. А. Саблій, М. С. Коренчук // Вісник Хмельницького Національного Університету. Серія: Технічні науки. – 2018. – №2 (259). – С. 141–146. (Індексується у базах Google Scholar, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography)

23. Кононцев С. В. Ефективність видалення сполук Нітрогену рослинами в інтегрованій мультитрофічній аквакультури / Кононцев С. В., Саблій Л. А., Козар М. Ю., Гроховська Ю. Р. // Науковий Вісник Будівництва. – ХНУБА. – 2018 – 91 (1). – С. 331–335. (Індексується у базах International Innovative Journal Impact Factor, Google Scholar, Metadata from Crossref)

24. Nitrogen removal from fish farms water by *Lemna minor* and *Wolffia arrhiza* / L. Sabliy, S. Konontsev, J. Grokhovska [et al.] // Proceedings Society of Ecological Chemistry and Engineering (SEChE), Proceeding of ECOpole. – Opole (Poland), 2016. – Vol. 10. – No. 2. – P. 499–504.

Патенти

25. Патент України на корисну модель № 102108, МПК C02F 3/34. Спосіб біологічного очищення оборотних вод рибницьких господарств індустріального типу / Кононцев С. В., Саблій Л. А., Гроховська Ю. Р., Жукова В. С. : заявл. 22.05.15; опубл. 12.10.15, Бюл. № 19.

26. Патент України на корисну модель № 105121, МПК C02F 3/34. Біореактор для очищення оборотних вод рибницьких господарств від біогенних елементів / Кононцев С. В.; Саблій Л. А.; Гроховська Ю. Р.; Жукова В. С. : заявл. 22.07.2015; опубл. 10.03.2016, Бюл. № 5.

27. Патент України на корисну модель № 118778, МПК C02F 3/32, C02F 3/34. Пристрій для біологічного очищення стічних вод / Саблій Л. А.; Кононцев С. В., Коренчук М. С.: заявл. 13.03.17; опубл. 28.08.17, Бюл. № 16.

28. Патент України на корисну модель № 120662, МПК C02F 3/34, A01K 61/10. Спосіб трансформації нерозчинених органічних забруднень в умовах

рециркуляційних аквакультурних систем при вирощуванні риби / Пилипенко Ю. В., Гроховська Ю. Р., Кононцев С. В., Ковальов Ю. І. : заявл. 06.06.17; опубл. 10.11.17, Бюл. № 21.

Статті у інших наукових виданнях

29. Кононцев С. В. Использование макрофитов для очистки воды УЗВ от соединений азота / С. В. Кононцев, Л. А. Саблий, Ю. Р. Гроховская // Вопросы рыбного хозяйства Беларуси: сб. науч. тр. [Под общ. ред. В. Ю. Агееца]. – Минск, 2015. – Вып. 31. – С. 85–90.

30. Purification of RAS circulating water from Phosphorous compounds. / Konontcev S., Sablij L., Pylypenko Yu [et al.] // Acta Biol. Univ. Daugavp. – 2017. – 17 (2). – P. 193–197.

31. Гроховская Ю. Р. Ресурсы водной флоры Ровенской области Украины / Ю. Р. Гроховская, С. В. Кононцев // Agrobiodiversity for improving nutrition, health and life quality. – Slovak University of Agriculture. Nitra. – 2015. – Part I. – P. 201–204.

32. Кононцев С. В. Использование макрофитов для биофильтрации воды в установках замкнутого водоснабжения / С. В. Кононцев, Л. А. Саблий, Ю. Р. Гроховская // Рыбоводство и рыбное хозяйство : ООО Издательский дом «Панорама». – 2017. – Вып. 4. – С. 56–60.

33. Кононцев С. В. Порівняльний аналіз методів знезараження води рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська // Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць. – 2010. – Вип. 2 (50). – С. 58–63.

34. Кононцев С. В. Хвороби декоративних риб та шляхи їх поширення / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська // Таврійський науковий вісник: Збірн. наук. праць ХДАУ. – 2011. – Вип. 76. – С. 240–246.

35. Кононцев С. В. Використання гідробіонтів різних трофічних груп у процесах очищення забрудненої води УЗВ / С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць. – 2016. – Випуск 3 (75). – С. 97–103.

36. Кононцев С. В. Забезпечення енергоефективної терморегуляції рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій // Актуальні проблеми систем теплогазопостачання і вентиляції, водопостачання та водовідведення. Зб. наук. праць. – Рівне : НУВГП. – 2015. – с. 177–180.
37. Кононцев С. Біотехнологія культивування кормових організмів у системі відновлення якості води рибницьких комплексів індустріального типу / С. Кононцев, Л. Саблій, Ю. Гроховська // Біотехнологія: досвід, традиції та інновації : збірник наукових праць. – Київ : НУХТ. – 2016. – С. 84–91.
38. Кононцев С. В. Принцип біоконвеєра в очищенні води рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська // Збірник статей за матеріалами Міжнародного Конгресу та Технічної виставки ЕТЕВК-2015 «Екологія, Технологія, Економіка, Водопостачання, Каналізація», (Іллічівськ, 8-12 червня 2015 року). – С. 194–197.
39. Гроховська Ю. Р. Раритетні види та угруповання вищих водних і прибережно-водних рослин Рівненської області / Ю. Р. Гроховська, В. О. Володимирець, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2013. – Вип. 2 (62). – С. 182–197.
40. Гроховська Ю. Р. Рідкісні види круглоротих і риб Рівненщини / Ю. Р. Гроховська, В. О. Мосніцький, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2011. – Вип. 3 (55). – С. 46–52.
41. Гроховська Ю. Р. Екологічний стан та гідробіологічна характеристика річки Корчик / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, С. О. Андрійчук // Вісник НУВГП. – Вип. 4 (52). – Рівне. – 2010. – С. 94–101.
42. Гроховська Ю. Р. Аналіз гідроекологічних процесів у малій річці / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Таврійський науковий вісник : збірн. наук. праць ХДАУ. – 2007. – Вип. 48. – С. 121–129.
43. Гроховська Ю. Р. Аналіз відповідності гідрохімічних показників водних об'єктів Рівненщини рибогосподарським вимогам / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2012. – Вип. 2 (58). – С. 114–121.

44. Гроховська Ю. Р. Фітоаккумуляція макро- і мікроелементів – перспективи покращення якості поверхневих вод / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // «Вода : проблеми та шляхи вирішення» : збірник статей науково-практичної конференції з міжнародною участю. – Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2016. – С. 41–47.
45. Гроховська Ю. Р. Екологічна різноманітність іхтіофауни річки Стир / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, А. В. Кульпач // Вісник НУВГП. – 2014. – Вип. 1 (65). – С. 9–21.
46. Гроховська Ю. Р. Аналіз впливу гідрохімічного режиму на видову різноманітність іхтіофауни річок Рівненщини / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, А. В. Хорхолук // Вісник НУВГП. – 2013. – Вип. 3 (63). – С. 61–74.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

47. Гроховська Ю. Р. Применение биологических методов очистки воды в рециркуляционных системах выращивания рыбы / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // 5-й Міжнародний екологічний форум "Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета" (21-22 листопада 2013, м. Херсон). – С. 210–214.
48. Саблій Л. А. Біологічні аспекти очищення оборотної води рибницьких господарств із замкнутим циклом водозабезпечення / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська // «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (8-11 жовтня 2014 р., м. Київ) : матер. II Міжнар. науково-практичної конференції – К.: Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2014. – С. 166–169.
49. Саблій Л. А. Використання вищих водних рослин для очищення води у індустріальному рибництві / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська / Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти (28-30 жовтня 2015 р., м. Київ): матер. III Міжнар. наук.-практ. конф. – К.: Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2015. – С. 180–181.
50. Гроховська Ю. Р. Экобиотехнологии десапробизации: теоретические и практические аспекты / Ю. Р. Гроховская, Л. А. Саблий, С. В. Кононцев //

Ресурсосбережение и энергоэффективность инженерной инфраструктуры урбанизированных территорий и промышленных предприятий : материалы II междунар. науч.-техн. интернет-конф. (2-27 февраля 2016). – Харьков : ХНУГХ им. А. Н. Бекетова. – С. 107–109.

51. Саблій Л. А. Сучасні тенденції у біотехнології очищення оборотної води рибницьких індустріальних господарств / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев // Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції «Водопостачання та водовідведення. Проектування, будова, експлуатація, моніторинг». (4-6 листопада 2015). – Львів : ЗУКЦ – С. 125-127.

52. Кононцев С. В. Біологічна технологія мінералізації осадів рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій // Матеріали XIX Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство» (12-13 травня 2016 р., м. Київ) / К. : НТУУ «КПІ». – 2016. – С. 97–98.

53. Кононцев С. В. Екологічна технологія відновлення якості води індустріальних рибницьких господарств / С. В. Кононцев // Тези Всеукраїнської науково-практичної конференції «Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції», (27 жовтня 2016). – Житомир : ЖДТУ. – 2016. – С. 63.

54. Кононцев С. В. Ефективність видалення сполук Нітрогену у фітореакторі з рясковими / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій / Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: матер. IV Міжнар. наук.-практ. конф. (26-28 жовтня 2016) – К.: Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут». – 2016. – С. 106–108.

55. Саблій Л. А. Використання гідромеханічної системи аерації для біологічного очищення стічних вод / Л. А. Саблій, О. М. Ободович, В. В. Сидоренко, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук / Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти : матер. V Міжнар. наук.-практ. конф. (26-27 жовтня 2016) – К. : Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2017. – С. 187–188.

56. Гроховська Ю. Р. Загальна характеристика іхтіофауни Рівненської області / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, Г. П. Воловик // Шляхи збереження і відновлення рибництва та водних екосистем у Поліському регіоні : матеріали Всеукр. наукової конф. (24-26 жовт. 2011). – Рівне, 2011. – С. 53–61.
57. Гроховська Ю. Р. Систематична структура і ресурсний потенціал водної флори Стир-Горинської частини басейну Прип'яті / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Актуальні проблеми дослідження довкілля (за матеріалами VI Міжнародної наукової конференції, присвяченої 150-річчю з дня народження академіка Г. М. Висоцького, 20-23 травня 2015 р., м. Суми). – Т. 1. – Суми : СумДПУ імені А.С. Макаренка, 2015. – С. 45–49.
58. Гроховська Ю. Р. Еколого-географічний огляд іхтіофауни Рівненської області / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // VIII Міжнародна іхтіологічна науково-практична конференція «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології» (Херсон, 17-19 вересня 2015 року). – С. 45–49.
59. Гроховська Ю. Р. Збереження екосистеми річки Случ як оселища раритетних гідробіонтів і туристичної перлини Рівненщини / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Збірник тез I Міжнародної науково-практичної конференції «Перспективи розвитку сільського та екологічного туризму в Україні» (Березне-Рівне). – 2016. – С. 115–116.
60. Кононцев С. В. Аналіз умов формування та складу забруднень технологічної води УЗВ / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій // Матеріали науково-практичної конференції Меліорація та водовикористання – сталий розвиток водогосподарського комплексу країни (17 березня 2017, м. Мелітополь). – С. 51–53.
61. Pylypenko Yu. Experience of using Gastropods for the transformation of organic pollutants of recirculating aquaculture systems. / Yu. Pylypenko, Y. Grokhovska, S. Konontsev, Yu. Kovalev // 2nd International Aquaculture Conference Recirculating Aquaculture Systems (RAS): Life Science and Technologies (2017.05.04) 8th General Assembly Meeting Network of Aquaculture Centres in

Central and Eastern Europe (NACEE) (2017.05.05). – Daugavpils University Academic Press : “Saule” Daugavpils. – 2017. – P. 43–44.

62. Гроховська Ю. Р. Антропогенний вплив на екологічний стан і структуру біоти водних екосистем басейну Прип'яті / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Міжнародна науково-практична конференція «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку» до 60-річчя від дня народження д.с.-г.н., професора Пилипенка Ю.В. (25-26 жовтня 2018). – Херсон: Олді-плюс. – С. 390–393.

Підручники та посібники

63. Ботаніка з основами гідроботаніки : навчальний посібник / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев. – Рівне: НУВГП, 2010. – 341 с.

64. Гідроботаніка : навчальний посібник / Гроховська Ю. Р., Ходосовцев О. Є., Пилипенко Ю. В., Кононцев С. В. – Херсон : Олді-Плюс, 2013. – 376 с.

65. Біологічний моніторинг водного середовища : навчальний посібник / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, Т. М. Колесник. – Рівне: НУВГП, 2010. – 341 с.

66. Обладнання та проектування в біоенергетиці та водоочищенні і управління безпекою праці : підручник для студ. спеціальності “Біотехнології та біоінженерія” / Л. А. Саблій, О. М. Бунчак, В. С. Жукова, С. В. Кононцев; [під ред. Л. А. Саблій]. – 2-е вид. – Рівне: НУВГП, 2018. – 376 с.

ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ.....	1
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ	27
ВСТУП.....	29
РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ УМОВ ФОРМУВАННЯ ЗАБРУДНЕНЬ ОБОРОТНОЇ ВОДИ РИБНИЦЬКИХ ГОСПОДАРСТВ ІЗ ЗАМКНУТИМ ВОДОПОСТАЧАННЯМ ТА МЕТОДІВ ЇЇ ОЧИЩЕННЯ.....	40
1.1. Технологічні аспекти водокористування індустриальних рибницьких господарств з повторним використанням води.....	40
1. 2. Умови формування, кількісні та якісні показники забруднень води рибницьких господарств з оборотним водопостачанням	49
1.3. Методи і технології очищення оборотної води.....	68
1.3.1. Методи механічного очищення.....	73
1.3.2. Методи біологічного очищення.....	74
1.3.2.1. Очищення води від органічних забруднень.....	74
1.3.2.2. Теоретичні основи видалення сполук Нітрогену.....	77
1.3.2.3. Технічні аспекти реалізації процесів нітрифікації-денітрифікації в умовах очисних споруд УЗВ.....	83
1.4. Аналіз основних напрямків вдосконалення споруд біологічного очищення та інтенсифікації існуючих технологій водоочищення УЗВ та СОВ.....	89
Висновки.....	103
РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	104
2.1. Вибір напрямку досліджень.....	104
2.2. Методика проведення досліджень.....	106
2.3. Умови проведення експериментальних досліджень з визначення потенційного навантаження на споруди біологічного очищення УЗВ.....	108
2.4. Методика проведення експериментальних досліджень очищення води від розчинених сполук Нітрогену та Фосфору.....	114

2.5. Методика проведення експериментальних досліджень очищення від органічних забруднень.....	118
2.6. Гідробіологічні дослідження біоценозів споруд.....	120
РОЗДІЛ 3. МЕХАНІЗМИ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ ОБОРОТНОЇ ВОДИ РИБНИЦЬКИХ ГОСПОДАРСТВ.....	122
3.1. Перспективи реалізації в умовах рибницьких господарств альтернативних шляхів видалення забруднень з оборотної води.....	122
3.2. Технічні та біологічні аспекти реалізації сучасних технологій очищення в умовах оборотної системи рибницького господарства.....	130
3.3. Видалення сполук Нітрогену та Фосфору шляхом асиміляції водними рослинами.....	139
3.3.1. Аналіз особливостей реалізації процесу в умовах замкнутого контуру оборотної системи та вибір найбільш перспективних груп очисних агентів.....	139
3.3.2. Дослідження динаміки приросту ряскових при культивуванні у забрудненій воді УЗВ.....	148
3.3.3. Аналіз потенційного лімітування процесів видалення сполук Нітрогену у фітореакторі при дефіциті мікро- та макроелементів.....	154
3.3.4. Дослідження асиміляційного потенціалу представників ряскових за Нітрогеном при очищенні оборотної води УЗВ.....	163
3.4. Очищення води від розчинених та дрібнодисперсних органічних сполук.....	169
3.4.1. Обґрунтування доцільності включення у процеси очищення від органічних забруднень детритофагів різних систематичних груп.....	169
3.4.2. Дослідження біотрансформаційного потенціалу детритофагів при очищенні оборотної води.	171
3.5. Послідовність стадій видалення забруднень з оборотної води в запропонованій технології багатостадійного біологічного очищення.....	180
Висновки.....	198

РОЗДІЛ 4. ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ ОБОРОТНОЇ ВОДИ ЗА УЧАСТЮ ГІДРОБІОНТІВ РІЗНИХ ВИДІВ ТА ВИЗНАЧЕННЯ

РАЦІОНАЛЬНИХ РЕЖИМІВ ОЧИСНИХ СПОРУД.....	200
4.1. Послідовність процесів видалення забруднень з оборотної води в запропонованій технології багатостадійного біологічного очищення.....	200
4.2. Розробка раціональних технічних режимів процесів видалення сполук Нітрогену та Фосфору у фітореакторі з рясковими.....	202
4.2.1. Постановка задачі та її реалізація.....	202
4.2.2. Дослідження залежності інтенсивності видалення сполук Нітрогену рясковими від параметрів освітлення.....	208
4.2.3. Дослідження динаміки концентрації розчиненого кисню у фітореакторі з рясковими.....	218
4.2.4. Дослідження ефекту очищення оборотної води від розчинених органічних сполук	220
4.2.5. Дослідження впливу зниження температури на інтенсивність процесів очищення від амонійного Нітрогену.....	223
4.2.6. Дослідження очищення води УЗВ у фітореакторі з полікультурою плаваючих водних рослин.....	226
4.2.7. Математичне моделювання процесів видалення сполук Нітрогену у фітореакторі з рясковими.....	231
4.3. Очищення води УЗВ від органічних речовин різної дисперсності з використанням молюсків та олігохет.....	241
4.3.1. Постановка задачі та її реалізація.....	241
4.3.2. Дослідження ефективності включення черевоногих молюсків у біоценоз аеробного біореактора І ступеня при очищенні води та трансформації утворених відходів.....	242
4.3.3. Дослідження процесів очищення води при включенні у біоценоз біореактора ІІ ступеня олігохет.....	253
4.4. Технологічні показники та раціональні параметри роботи очисних споруд багатостадійної технології очищення оборотної води УЗВ	256

Висновки.....	257
РОЗДІЛ 5. ОСНОВНІ МОДИФІКАЦІЇ ТЕХНОЛОГІЇ БАГАТОСТАДІЙНОГО БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ У РЕЦИРКУЛЯЦІЙНИХ СИСТЕМАХ РІЗНОГО ПРОФІЛЮ.....	260
5.1. Підтримка фізико-хімічних параметрів оборотної води у заданому діапазоні.....	261
5.2. Розробка технологічної схеми очищення оборотної води при вироскуванні в УЗВ кларієвого сома.....	264
5.3. Розробка технологічної схеми очищення оборотної води УЗВ з вироскування тиліпій.....	273
5.4. Розробка технологічної схеми очищення води форелевих господарств, що працюють за принципом систем з оборотним водопостачанням.....	274
5.5. Розробка технологічної схеми очищення оборотної води при вироскуванні осетрових.....	276
5.6. Розробка технології очищення оборотної води господарств з вироскування продукції декоративної аквакультури.....	284
5.7. Розробка технологічної схеми комплексного очищення оборотної води та у інтегрованій з УЗВ системі аквапоніки.....	287
Висновки.....	292
РОЗДІЛ 6. ТЕХНІКО-ЕКОНОМІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ РОЗРОБЛЕНОЇ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ ОБОРОТНОЇ ВОДИ УЗВ.....	294
6.1. Техніко-економічне порівняння варіантів очищення оборотної води УЗВ з вироскування кларієвого сома.....	297
6.2. Техніко-економічне порівняння варіантів очищення оборотної води УЗВ з вироскування стерляді.....	304
Висновки.....	309
ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ.....	311
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	314
ДОДАТКИ.....	353

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

T – температура, $^{\circ}\text{C}$;

I – інтенсивність світлового потоку, Лк;

НАМ – надлишковий активний мул;

ОП – очисна потужність споруди, $[\text{мг}/(\text{м}^3 \cdot \text{доб})]$;

БСК – біохімічне споживання кисню: БСК₅ – протягом 5 діб; БСК₂₀ – протягом 20 діб; БСК_{повн} – повне; мг/л;

ХСК – хімічне споживання кисню, мг/л;

ЗР – концентрація завислих речовин, мг/л;

ІМТА – інтегрована мультитрофічна аквакультура;

СОВ – системи з оборотним водопостачанням;

УЗВ – установки з замкнутим водопостачанням;

ФАО – фосфоракумулюючі організми;

БТП – біотрансформаційний потенціал очисного агента;

κ_{circ} – коефіцієнт повторного використання води (рециркуляції);

Q_{circ} – витрата оборотної води у господарстві із замкнутим водопостачанням

НОР – нерозчинені органічні речовини;

РОР – розчинені органічні речовини;

C/N – співвідношення сполук Вуглецю до Нітрогену у забрудненій воді;

R - універсальна газова стала, $\text{кКал}/(\text{г} \cdot \text{моль} \cdot K)$;

W_N – асиміляційний потенціал рослини за Нітрогеном, $\text{гN}/(\text{кг} \cdot \text{доб})$;

ω – питома сира біомаса рослин на одиницю площі фітореактора, $\text{кг}/\text{м}^2$.

λ – довжина хвилі світла, нм;

pH – показник активної реакції води (водневий показник);

μ_l – питома швидкість росту ряскових, доб^{-1} ;

μ_{max} – максимальна питома швидкість росту, доб^{-1} ;

$t_{\text{подв.}}$ – час подвоєння біомаси, діб;

P_l – біомаса рослин у фітореакторі, кг;

γ_N – вміст Нітрогену у сирій масі ряскових, г/кг.

k_{nitr} – коефіцієнт пасивної нітрифікації;

C_{detr} – приріст біоплівки у біореакторі відповідно до окиснених органічних сполук;

ОС – очисні споруди;

СА – система аквапоніки;

УФ – ультрафіолетове опромінення;

К – кормовий коефіцієнт рибницького комбікорму;

FAO – комітет ЮНЕСКО з питань продовольства.

ВСТУП

Актуальність теми. Потреба у раціональному використанні водних ресурсів та у розробці більш ефективних методів очищення забрудненої води охоплює більшість галузей народного господарства. Дефіцит води або невідповідність показників її якості внаслідок забруднення зумовлюють обмеження виробничих потужностей підприємств, зниження якості продукції. Особливу актуальність дана проблема має у рибництві, оскільки виробничі процеси вирощування продукції відбуваються безпосередньо у водному середовищі.

Зростання потреби людства у рибницькій продукції на фоні одночасного виснаження природних запасів водою внаслідок різних факторів антропогенного навантаження стало причиною стрімкого розвитку інтенсивних методів вирощування риб у штучно створених умовах. Технології інтенсивного вирощування риби у замкнутих штучно створених аквасистемах вважають найбільш перспективними для вирощування рибницької продукції. Необхідною умовою забезпечення екологічної чистоти та економічної доцільності індустриальних методів вирощування риб є ефективне відновлення якості води для можливості її повторного використання. Згідно досліджень (Danish Aquaculture), при вирощуванні 1 тис. тонн риби у природних умовах використовують 250 тис. м³ води, при цьому продукція Нітрогену становить 38 тонн. Прогресивні технології вирощування риб у системах з оборотним водопостачанням (COV) та в установках із замкнутим водозабезпеченням (УЗВ) за аналогічної виробничої потужності відповідно витрачають 10 та 1,5 тис. м³ води та продукують 2 та 0,25 т Нітрогену.

Для очищення забрудненої води вітчизняні рибницькі господарства застосовують технології, запозичені у європейських УЗВ. Здебільшого це технології біологічного очищення, які використовують для господарсько-побутових стічних вод. Наслідком такого підходу до проблеми відновлення якості оборотної води УЗВ є низькі ефекти видалення основних розчинених

забруднень – амонійного Нітрогену та фосфатів, утворення у циркуляційному потоці токсичних для риб нітритів і значних об'ємів твердих відходів, що потребують утилізації. Стійке зростання обсягів продукції рибництва, вирощеної у аквасистемах з рециркуляцією, зумовлює актуальність питання очищення забрудненої води для можливості її повторного використання. Оскільки вартість очищення оборотної води безпосередньо впливає на конкурентоздатність вирощеної продукції, окрім надійності та екологічної чистоти, технологія водоочищення рибницьких господарств має відповідати високим стандартам енергоефективності. Останніми роками ведуться дослідження та розробка нових біотехнологій відновлення якості води, що ґрунтуються на концепції інтегрованої мільтитрофічної аквакультури (ІМТА). Така інтегрована система дозволяє забезпечувати очищення води від залишків кормів і метаболітів одних гідробіонтів з одночасним вирощуванням у субкультурі інших об'єктів, що здатні використовувати дані забруднення як поживний субстрат.

Дана робота присвячена науковому обґрунтуванню доцільності включення у процеси біологічного очищення оборотної води гідробіонтів різних трофічних груп, дослідженню процесів очищення води та трансформації основних забруднень визначеними групами очисних агентів, розробці нової технології очищення, встановленні величин раціональних технологічних параметрів очисних процесів і конструкцій очисних споруд для реалізації технології в умовах УЗВ.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертацію виконано на кафедрі екобіотехнології та біоенергетики Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського». Роботу виконано в рамках тем державного замовлення кафедри біотехнології та біоенергетики КПІ імені Ігоря Сікорського: «Отримання енергоносіїв з відходів виробництва біодизельного палива, промислових стоків, мікроводорості *Chlorella vulgaris* та відходів її культивування» (Номер державної реєстрації 0115U000399) та «Використання потенціалу гідробіонтів

для конверсії біосировини та забруднень стічних вод» (Номер державної реєстрації НДР0117U002389).

Автор брав участь у грантовому проекті під патронатом Програми малих грантів Глобального екологічного фонду та ООН: «Проект по створенню науково-освітнього комплексу з охорони та відтворення іхтіофауни Рівненської області», здійсненого громадською організацією Регіональний екологічний центр «Волинь» (2012 р.).

Мета роботи полягає у науковому обґрунтуванні, розробці та впровадженні технології багатостадійного біологічного очищення оборотної води рибницьких господарств індустріального типу з використанням гідробіонтів різних трофічних груп, яка забезпечує глибоке видалення забруднюючих речовин, зниження кількості утворених відходів і зменшення експлуатаційних витрат.

Для досягнення поставленої мети були визначені наступні **завдання**:

- оцінити сучасний стан очищення води рибницьких господарств, що працюють як рециркуляційні системи; встановити залежність між процесами годівлі та метаболізму риб та показниками забруднень оборотної води; визначити основні причини низької ефективності застосування традиційної технології нітри-денітрифікації при очищенні оборотної води УЗВ;

- обґрунтувати сучасні підходи до вдосконалення очисних споруд та інтенсифікації процесів очищення на базі концепції інтегрованої мультитрофічної аквакультури; визначити перспективні для культивування групи очисних агентів з метою видалення розчинених та нерозчинених забруднень;

- запропонувати нові маловитратні та надійні технології очищення забрудненої води рибницьких господарств індустріального типу, розробити конструкції біореакторів для реалізації багатостадійного біологічного очищення оборотної води з залученням в ролі очисних агентів гідробіонтів різних трофічних груп;

- дослідити ефективність процесів видалення сполук Нітрогену та Фосфору з оборотної води у фітореакторі з плаваючими водними рослинами залежно від параметрів освітлення, тривалості контакту, питомої біомаси очисних агентів у споруді;
- установити ступінь мінералізації нерозчинених забруднень оборотних вод при включенні у біоценоз споруд представників безхребетних, залежність ефектів очищення за БСК та ЗР від гідравлічного навантаження та навантаження по органічній речовині.
- запропонувати технологічні рішення при реконструкції очисних споруд УЗВ з метою реалізації розробленої біотехнології, розробити модифікації схем біологічного очищення, що враховують особливості вирощування основних об'єктів індустріального рибництва;
- обґрунтувати економічну ефективність нової технології та впровадити її в рибницьких господарствах різного профілю, а також комунальних ОС.

Об'єкт досліджень – процеси біологічного очищення оборотної води рибницьких господарств із замкнутим водопостачанням.

Предмет досліджень – наукові засади процесів біологічного очищення оборотної води рибницьких господарств з замкнутим водопостачанням та їх раціональні параметри.

Методи дослідження: В роботі використано фотоколориметрію, рН-, окси- та йонометрію (концентрації амонійного азоту, нітритів і нітратів у стічній воді), оптичну мікроскопію з фото-відео виходом для дослідження мікрофлори біореакторів з волокнистим носієм і похилими полицями, гравіметричний і титрометричний аналізи (стічних вод, осадів, біооброствань). Математична обробка даних була здійснена з використанням пакету програм Microsoft Excel.

Наукова новизна результатів полягає у розробці наукових засад теорії біологічного очищення води з використанням гідробіонтів різних трофічних груп, встановленні закономірностей процесів видалення та мінералізації забруднюючих речовин у біореакторах з очисними агентами різних трофічних

груп; розробці теоретичних основ інноваційної технології багатостадійного біологічного очищення оборотної води індустріальних рибницьких господарств; обґрунтуванні раціональних технологічних параметрів, що дало можливість розробити нові модифікації технології та конструкції очисних споруд.

Вперше:

- теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено раціональну послідовність очищення оборотної води, яка передбачає попереднє механічне очищення, видалення розчинених та дрібнодисперсних органічних сполук у біореакторах з інертним носієм, у біоценоз якого включені представники червононогих молюсків та вищих ракоподібних, видалення розчинених сполук Нітрогену та Фосфору у біореакторі з рясковими;

- науково обґрунтовано метод очищення оборотної води від сполук Нітрогену та Фосфору у фітореакторі з вищими водними рослинами, які при раціональних параметрах процесу – гідравлічному навантаженні, навантаженні за Нітрогеном, концентрацією біомаси, температурою, умовах освітлення та ін.; забезпечать ефективне видалення амонійного Нітрогену та фосфатів у процесі прямої асиміляції без утворення проміжних продуктів і трансформацію Нітрогену у доступні риbam білкові сполуки, що дозволяє знизити потребу у комбікормах;

- визначено динаміку зниження концентрації амоній-йону при очищенні оборотної води за допомогою ряски малої та вольфії у фітореакторі, залежність параметрів росту та швидкості асиміляції амонійного Нітрогену від інтенсивності та тривалості освітлення, на основі чого встановлено концентрації амонійного Нітрогену в очищеній воді $0,1-1 \text{ мг/дм}^3$ залежно від профілю господарства;

- встановлено, що за інтенсивності штучного освітлення в межах 4200-6600 Лк та тривалості світлового дня від 10 до 14 годин представники ряскових при культивуванні у фітореакторі для очищення оборотної води тепловодних УЗВ характеризуються наближеними до максимальних темпами росту та,

відповідно, забезпечують видалення сполук Нітрогену та Фосфору з найвищою інтенсивністю;

- доведено ефективність очищення оборотної води від розчинених та дрібнодисперсних органічних забруднень у аеробному біореакторі з інертним носієм, у біоценоз якого включено черевоногих молюсків, внаслідок чого у 2,5-3 рази знижується кількість утворених відходів одночасно із зростанням їх зольності до 50-60% та покращенням седиментаційних властивостей;

- встановлено, що при значеннях гідравлічного навантаження на біореактор з інертним носієм в межах $2-5 \text{ м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{год})$ завдяки включенню в його біоценоз черевоногих молюсків очисна потужність споруди збільшується на 40-100 $\text{гБСК}_5/(\text{м}^3 \cdot \text{год})$, при чому ефект очищення за БСК_5 залежно від навантаження по органічній речовині та гідравлічного навантаження коливається в межах 80-95%;

- запропоновано нові підходи до попереднього механічного очищення оборотної води УЗВ, обґрунтовано доцільність розділення потоків на висококонцентровану мулово-фекальну суміш та освітлену воду з метою підвищення ефективності окиснення органічних сполук та зниження кількості утворених у процесі очищення оборотної води відходів;

- теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено ефективність мінералізації видалених з оборотної води грубодисперсних забруднень у затопленому біофільтрі з представниками олігохет, що дозволяє знижувати обсяги утворених відходів та підвищує їх ступінь мінералізації;

- встановлено технологічні параметри очисних споруд, у біоценоз яких включено представників черевоногих молюсків, олігохет та вищих ракоподібних, при яких показники БСК та ХСК очищеної оборотної води не перевищують відповідно 10 та 35 мг/дм^3 і дозволяють використовувати її повторно;

Набули подальшого розвитку:

- концепція інтегрованої мультитрофічної аквакультури (ІМТА), реалізація якої в умовах очищення забрудненої оборотної води УЗВ дозволяє знизити кількості утворених відходів та забезпечити економію на рибницьких кормах;
- принцип біоконвеєра для біологічного очищення оборотної води УЗВ від забруднюючих речовин, на основі якого розроблено інноваційну технологію біологічного очищення води і конструкції біореакторів для її реалізації в межах рибницьких господарств з оборотним водопостачанням.

Практичне значення отриманих результатів полягає у вирішенні важливої народногосподарської проблеми підвищення ефективності біологічного очищення оборотної води рибницьких господарств індустріального типу шляхом розробки та впровадження у виробництво багатостадійної технології біологічного очищення. Одержано такі практичні результати:

- запропоновано інноваційну технологію багатостадійного біологічного очищення оборотної води рибницьких господарств індустріального типу;
- розроблено технологічні рішення з послідовної обробки забрудненої води у аеробних та аноксидних умовах перед подачею їх у ставки з вищими водними рослинами (патент України № 102108) та забезпечення одночасної подачі забрудненої води та підживлювальних розчинів у систему аквапоніки;
- розроблено конструкції споруд біологічного очищення, які дозволяють ефективно культивувати в них визначені в якості очисних агентів види гідробіонтів (патент України на корисну модель № 105121) та забезпечувати сукцесію очисних агентів в межах однієї споруди (патент України на корисну модель № 118778);
- розроблено спосіб трансформації нерозчинених органічних забруднень рибницьких господарств з використанням червоногих молюсків (патент України на корисну модель № 120662);
- запропоновано методики розрахунку очисних споруд: фітореакторів, біореакторів з детритофагами (молюсками та водними олігохетами), біореакторів з вищими ракоподібними;

- розроблено проектні рішення реконструкції діючих споруд очищення оборотної води з метою реалізації в них запропонованої автором технології біологічного очищення;

- впровадження розробленої технології забезпечить підвищення ефективності вилучення основних розчинених забруднень – сполук Нітрогену та Фосфору при одночасному зниженні витрат на очищення води за рахунок економії електроенергії на аерацію та перекачування води, відсутності витрат на реагенти, які необхідні для забезпечення денітрифікації та регулювання рН після біофільтра-нітрифікатора. Новітня технологія забезпечить зниження об'ємів відходів у 2,5-3 рази, порівняно з класичною при одночасному зростанні зольності осадів з 8-10% до 50-60%;

- ефективна конверсія Нітрогену та Фосфору, що складають основну частку забруднень оборотної води, у біомасу кормових організмів дозволить знизити потребу у комбікормах на 15-20% та, відповідно, знизити собівартість вирощеної продукції на 10-12%.

Результати досліджень використано при розробці підручника для студентів спеціальності “Біотехнології та біоінженерія”, спеціалізації «Екологічна біотехнологія та біоенергетика» «Обладнання та проектування в біоенергетиці та водоочищенні і управління безпекою праці» та впроваджено в навчальний процес на кафедрі екобіотехнології та біоенергетики НТУУ КПІ ім. Ігоря Сікорського (курси «Біотехнології очищення води», «Гідробіологічні процеси у водних екосистемах»).

Практичні результати роботи підтверджено відповідними актами впровадження, рекомендаціями до застосування та патентами України.

Особистий внесок здобувача. Дисертація є завершеною науковою працею автора. Основні наукові ідеї, результати теоретичних та експериментальних досліджень розроблені і сформульовані автором особисто. Автором визначено напрямки, розроблено методологію, програми і методи дослідження; здійснено вибір об'єктів досліджень. Дослідження процесів вилучення та трансформації основних забруднень оборотної води УЗВ у

біореакторах з визначеними групами очисних агентів проведено автором особисто. Також здобувачеві належить розробка конструкції біореакторів для реалізації запропонованої технології, визначення їх режимів роботи. Автором проведено експериментальні дослідження процесів очищення оборотної води від сполук Нітрогену, Фосфору, розчинених та нерозчинених органічних забруднень, обробку, аналіз та узагальнення їх результатів. Здобувачеві належать основні ідеї отриманих патентів. Особистий внесок автора у статтях, опублікованих у співавторстві, полягає у формуванні робочої гіпотези, аналізі джерел літератури за тематикою публікацій, проведенні експериментальних досліджень, виконанні їх обробки, техніко-економічних розрахунків, узагальненні отриманих результатів.

Дослідження культивування представників вищих водних рослин в умовах очисних споруд УЗВ, визначення окремих видів ряскових проведено спільно з доцентом кафедри водних біоресурсів Національного університету водного господарства та природокористування, д.с-г.н., доцентом Гроховською Ю.Р.

Дослідження ефективності застосування аераційної системи ежекторного типу в умовах очисних споруд рибницького комплексу з рециркуляцією води проведено спільно з колективом працівників кафедри екобіотехнології та біоенергетики КПІ ім. Ігоря Сікорського та співробітників Інституту технічної теплофізики Національної академії наук України д.т.н., професором Ободовичем О. М., к.т.н. Сидоренком В. В.

Розробку шляхів біотрансформації фосфор- та нітрогенмістких відходів рибницьких господарств проведено у співавторстві з д.с-г.н., професором Пилипенком Ю.В., світла пам'ять про якого залишиться у серцях багатьох колег, учнів та близьких.

Автор висловлює вдячність науковому консультанту д.т.н., професору Саблій Л.А. за професійну допомогу на усіх етапах виконання дисертації.

Апробація результатів роботи. Результати дисертаційного дослідження оприлюднено й обговорено на наукових форумах – міжнародних,

всеукраїнських і регіональних з'їздах, конференціях, семінарах, круглих столах. Основні з них: наукова конференція «Шляхи збереження і відновлення рибництва та водних екосистем у Поліському регіоні» (Рівне, 2011), семінар з основ охорони та відтворення іхтіофауни Рівненської області (Рівне, 2011), семінар «Охорона та раціональне використання водних біоресурсів Рівненщини» (Рівне, 2013), V-й Міжнародний екологічний форум «Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета» (Херсон, 2013), II-III Міжнародна науково-практична конференція «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (Київ, 2014-2017), Международный научно-практический семинар по индустриальной аквакультуре «Инновационные технологии рыбоводства в рециркуляционных системах» (Беларусь, Горки, 2015), II Международная научная конференция «Агробιοразнообразие для улучшения питания, здоровья и качества жизни» (Нитра, 2015), Міжнародний Конгрес та Технічна виставка «ЕТЕВК-2015. Екологія, Технологія, Економіка, Водопостачання, Каналізація» (Іллічівськ, 2015), VIII Міжнародна іхтіологічна науково-практична конференція «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології» (Херсон, 2015), Всеукраїнська науково-практична конференція за міжнародною участю «Екологічні проблеми природокористування та охорона навколишнього середовища» (Рівне, 2015), II Міжнародна науково-технічна інтернет-конференція «Ресурсозбереження та енергоефективність інженерної інфраструктури урбанізованих територій та промислових підприємств» (Харків, 2016), Всеукраїнська науково-практична конференція, присвячена Всесвітньому дню води «Вода і робочі місця» (Київ, 2016), Круглий стіл «Проблеми та перспективи іхтіологічних досліджень в рамках розвитку Смарагдової мережі» (Київ, 2016), Науково-практична конференція з міжнародною участю «Вода: проблеми та шляхи вирішення» (Рівне, 2016), Всеукраїнська науково-практична конференція «Сталий розвиток країни в рамках європейської інтеграції» (Житомир, 2016), VIII Всеукраїнська науково-практична конференція «Біологічні дослідження – 2017» (Житомир, 2017), науково-практична конференція «Меліорація та водовикористання», присвячена 19-й річниці

Університету «Україна», (Мелітополь, 2017), 2-й Міжнародній науково-практичній конференції, присвяченій вирощуванню риб в УЗВ «Recirculating Aquaculture Systems (RAS) Life Science and Technologies», (Давгапілс, 2017) та ін.

Публікації. Основні результати дисертаційної роботи опубліковано у 67 наукових роботах, в тому числі 2 монографії; 23 статті у провідних фахових виданнях, з яких – 5 у виданнях України, що входять до міжнародних наукометричних баз даних, 1 – у іноземному науковому журналі; 4 патенти України на корисну модель; 16 тез доповідей; 18 статей в інших наукових виданнях; 4 навчальні видання у співавторстві.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається зі вступу, шести розділів, списку використаних джерел та додатків. Матеріали дисертації викладено на 352 сторінках друкованого тексту, у т.ч. основний текст – на 275 сторінках. Дисертацію ілюстровано 35 таблицями, 40 рисунками. Список джерел літератури включає 344 найменувань, у т.ч. – 221 латиницею.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ УМОВ ФОРМУВАННЯ ЗАБРУДНЕНЬ ОБОРОТНОЇ ВОДИ РИБНИЦЬКИХ ГОСПОДАРСТВ ІЗ ЗАМКНУТИМ ВОДОПОСТАЧАННЯМ ТА МЕТОДІВ ЇЇ ОЧИЩЕННЯ

1.1. Технологічні аспекти водокористування індустріальних рибницьких господарств з повторним використанням води

Якість води як середовища, де відбувається основний виробничий процес, пов'язаний із ростом риб в процесі споживання кормів, є визначальним чинником інтенсивності та економічної ефективності рибницької галузі. Окрім того, використання води для потреб виробництва неодмінно має передбачити відновлення якості забрудненої води з метою мінімізації негативного впливу на навколишнє середовище.

Зростання обсягів виробництва світової аквакультури пов'язане не тільки з ростом населення планети та пропорційним збільшенням потреби у продукції рибницької галузі, а й виснаженням запасів водних біоресурсів світового океану внаслідок надмірного вилову та екологічних факторів. У зв'язку з необхідністю більш раціонального використання водних ресурсів та доцільністю підвищення продуктивності виробництва сучасна аквакультура характеризується стійкою тенденцією до заміщення традиційних методів рибництва більш інтенсивними – індустріальними. Особливі перспективи відкривають технології вирощування риб та інших водних організмів у системах з повторним використанням води на виробничі потреби [1, 2]. Залежно від умов відновлення якості води рибницькі господарства розділяють на установки із замкнутим водопостачанням (УЗВ) та системи з оборотним водопостачанням (СОВ). Дана класифікація ґрунтується на особливостях використання води при вирощуванні риб та методах її очищення. УЗВ як найбільш прогресивні господарства характеризуються найменшим негативним впливом на навколишнє середовище та найвищою продуктивністю з одиниці виробничих площ. Технологічні схеми вирощування

рибницької продукції з повторним використанням води забезпечують мінімальну залежність від джерел водопостачання та природних чинників, високу керованість основними параметрами води та екологічну чистоту. Окрім отримання продукції у стислі терміни такі технології характеризуються найбільш раціональним водокористуванням (табл.1.1). Водночас, для можливості повторного використання води необхідно забезпечити її очищення до необхідних параметрів.

Таблиця 1.1.

Потреба у воді та продукція Нітрогену
на 1 тис. тонн вирощеної продукції [3]

Тип рибницького господарства	Продукція Нітрогену, кг/рік	Водоспоживання, м ³ /рік
Традиційні проточні господарства	38000	250000
СОВ	2000	10000
УЗВ	250	1500

Індустріальні методи ведення рибництва на даному етапі розвитку галузі в Україні є єдиною альтернативою для забезпечення зростаючої потреби у рибницькій продукції як у державі, так і за її межами. Досвід передових країн світу підтверджує економічну доцільність переходу від екстенсивних методів до технологій культивування у штучно створених контрольованих умовах, пов'язану як з екологічними, так і з економічними факторами. Оскільки наша держава знаходиться лише у фазі стрімкого розвитку індустріальних методів, що характеризується створенням великої кількості господарств індустріального типу, досвід ефективних технологій вирощування промислово цінних видів риби та нерибних об'єктів у штучно створених умовах, технології водоочищення та апаратне оформлення є предметом, який запозичується у передових країн в даній галузі. Перспективи ж розвитку індустріального рибництва в Україні пов'язані не тільки з стабільним спадом продукції вітчизняної аквакультури ще

з початку 90-х років минулого століття, основу якої складали екстенсивні методи вирощування у природних умовах [4-6], а й можливістю скористатись високим попитом на продукцію рибництва у країнах Європи.

Основна увага у рибницькому господарстві будь-якого профілю звичайно ж приділяється якості води. Поряд із відчутними перевагами, якими володіють штучно створені екосистеми для інтенсивного вирощування гідробіонтів, виникає ряд проблемних питань, без вирішення яких неможливо забезпечити ефективне виробництво. Для вирощування холодноводних риб, які мають достатньо високі вимоги до якості води, здебільшого застосовують проточні системи, де забруднена у басейнах вода відводиться без повторного використання та скидається у природну або штучно створену водойму. Така схема водозабезпечення може ефективно використовуватись лише при наявності потужного підземного джерела водопостачання із фізико-хімічними параметрами води, що відповідають вимогам об'єктів культивування. Витрати на обробку води із природного джерела будуть у такому випадку мінімальними (механічна фільтрація, аерація та перекачування насосом). Дана схема не передбачає суттєвої корекції фізико-хімічних показників, - необхідною умовою для цього є відповідність якості води вимогам об'єктів культивування. При відсутності потреби у нагріві води, з економічних міркувань, буде більш раціонально відвести забруднений потік у каналізацію, адже відновлення якості забрудненої води хоча б до критично допустимих параметрів за основними показниками виявиться достатньо вартісним процесом. При цьому негативний вплив на навколишнє середовище від скиду забрудненої води від такого господарства може бути мінімальним при правильній організації відведення стоків. Так, згідно досвіду європейських країн, при відведенні забрудненої води від рибницьких басейнів у штучно створену водойму завдяки процесам самоочищення можливо досягти позитивних результатів [7, 8]. У теплу пору року завдяки рослинам відбувається асиміляція розчинених сполук Нітрогену та Фосфору (основних забруднень води будь-якого рибницького комплексу), нерозчинені домішки осідають на дно та поступово мінералізуються. У осінньо-

зимовий період очищення не відбувається, фактично йде накопичення біогенних елементів. Такі водойми здебільшого засаджують повітряно-водними рослинами, також у них культивують кормові організми для потреб рибництва або вирощують види риб, що пристосовані до таких умов.

Технології вирощування окремих видів передбачають наявність потужної течії у басейнах. Вона створюється для того, щоб максимально активувати м'язову моторику риб і тим прискорити їх ріст. За таких умов зазначають, що у скидних водах міститься мінімальна кількість забруднень [9]. Тому з метою зменшення негативного впливу на навколишнє середовища та забезпечення більш раціонального водокористування частину води після попередньої обробки (відстоювання чи проціджування) використовують повторно, змішуючи із потоком води з природного джерела водопостачання.

Дефіцит водних ресурсів, екологічні чинники, а в окремих випадках й економічні також можуть стимулювати перехід господарства від прямої схеми водокористування до системи з оборотним водопостачанням. Такий тип водокористування не у повній мірі відповідає сучасним підходам до забезпечення екологічної безпеки, але дозволяє більш раціонально використовувати наявні водні ресурси порівняно з методами ставового рибництва [10].

Очевидними перевагами УЗВ порівняно з іншими типами господарств є перш за все можливість цілорічного отримання товарної продукції, незалежно від погоди та пори року, високий рівень керованості та автоматизації основних процесів, створення умов для вирощування промислово цінних видів риб. Актуальність поступового заміщення традиційних методів вирощування у природних та штучно створених водоймах обґрунтована економічними та екологічними факторами, що роблять продукцію УЗВ конкурентоздатною зокрема в Україні (рис. 1.2).

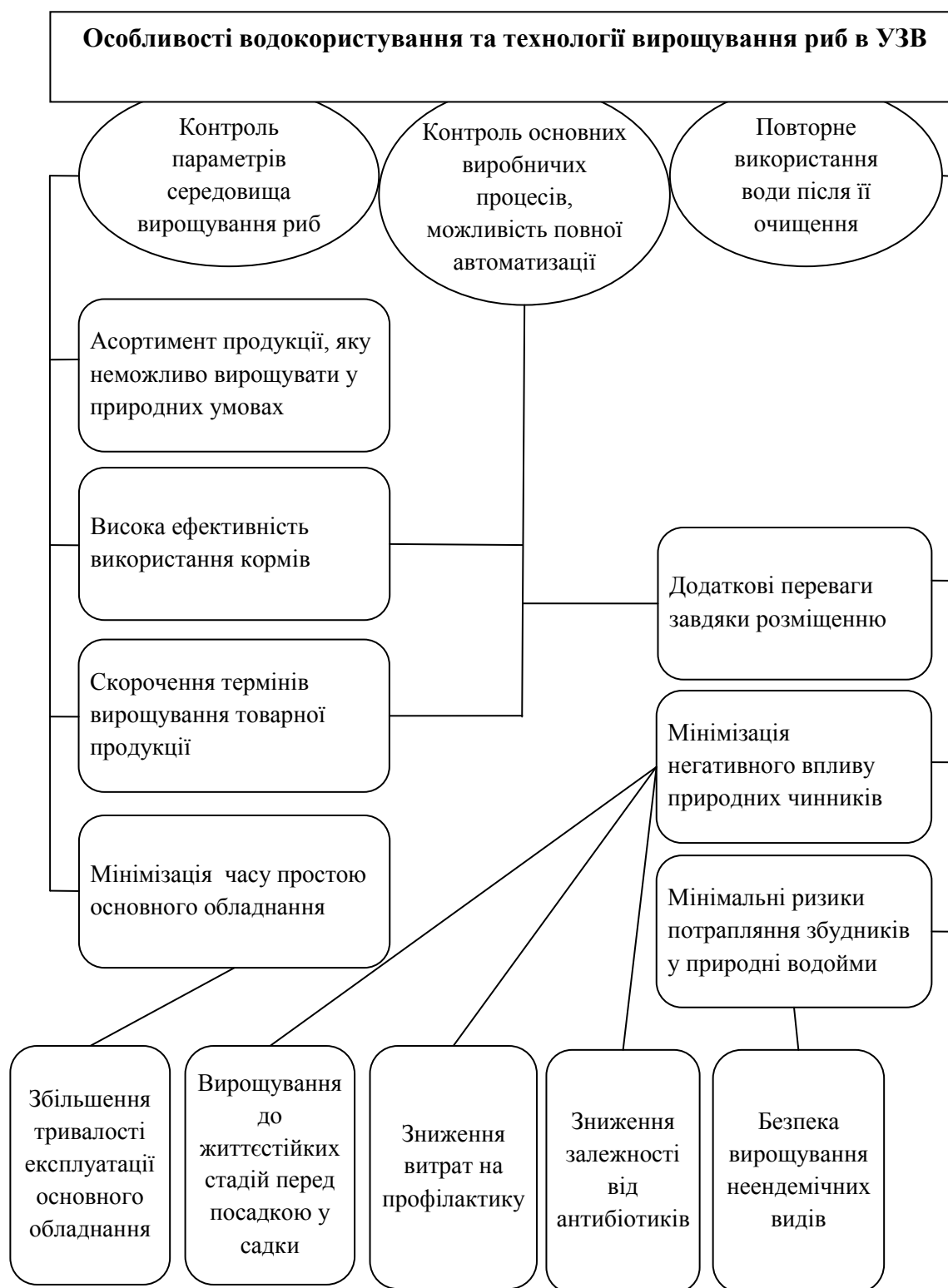


Рис. 1.2. Конкурентні переваги рециркуляційних технологій при вирощуванні рибиної продукції

Одним із напрямків розвитку сучасних УЗВ є підвищення рівня рециркуляції у системі, який може бути досягнуто шляхом підвищення

ефективності очищення забрудненої у басейнах води. Попри зростання витрат на водоочищення, доцільність таких кроків може бути обґрунтована загальними тенденціями у аквакультури та певними місцевими умовами (дефіцит або невідповідність якості природних джерел водопостачання, обмеження щодо скиду стічних вод і т.п.) [11]. Представлені у таблиці 1.2 дані відображають сучасну класифікацію УЗВ за рівнем ефективності повторного використання води при вирощуванні риби.

Таблиця 1.2.

Показники ефективності водокористування сучасними УЗВ [1]

Тип системи	Потреба господарства у підживлювальній воді			Відсоток рециркуляції
	На 1 кг вирощеної продукції	Витрата води*, м ³ /год	Пропорційно до об'єму басейнів	
Проточна система	30 м ³	1712	1028 %	0%
Класична УЗВ	3 м ³	171	103 %	95,9 %
Інтенсивна УЗВ	1 м ³	57	34 %	98,6 %
Супер інтенсивна УЗВ	0,3 м ³	17	6 %	99,6 %

* - Згідно розрахункових даних для господарства потужністю 500 т/рік з загальним об'ємом басейнів 3 тис. м³.

Відповідно до принципів раціональної організації виробничої системи, УЗВ працюють як безперервне виробництво, – у господарстві паралельно протікають відокремлені виробничі процеси на різних етапах (вирощування товарної групи риби, інкубація ікри, підрощування молоді). Це дозволяє у повній мірі використовувати наявні приміщення та обладнання, знизити простій басейнів, отримувати товарну продукцію кожного місяця. Дана особливість функціонування УЗВ сприяє організації ефективного очищення забрудненої води. Оскільки ємності із рибою в УЗВ завантажені практично рівномірно

протягом усього року, можна очікувати мінімальних коливань витрат води, що надходить із басейнів. Коливання витрат води можуть бути пов'язані лише із завершенням/початком окремого виробничого етапу, коли у господарстві або запускається, або здійснюється спуск окремої групи ємностей. Такі процеси пов'язані із особливостями вирощування риби у басейнах УЗВ та передбачають організацію 4-7 виробничих етапів. Відповідно, мінімальні витрати води будуть характерні для періодів, коли виловлюється на реалізацію група риб з останнього етапу вирощування (товарна). Добові витрати оборотної води при цьому характеризуються відсутністю коливань. Зменшенню коливань витрат води протягом виробничого періоду сприяють також організація поступового вилову товарної риби (ротаційні облови). В силу нерівномірності темпів росту, яка проявляється у більшій або меншій мірі у всіх видів риб, доцільним виявляється виловлювати більш крупних особин на першому етапі та залишати на підрощування рибу меншої ваги. Таким чином забезпечується рівномірна реалізація продукції протягом визначеного періоду, що покращує результати економічної діяльності та знижує нерівномірність водоспоживання, адже по мірі зростання будь-яка розмірно-вагова група потребуватиме збільшення водообміну.

У більшості видів УЗВ структурна схема системи водозабезпечення (рис. 1.3) включає споруди з насичення води киснем (технічним або киснем з повітря). При відсутності систем аерації безпосередньо у рибницьких басейнах здійснюється розрахунок балансу кисню та визначається необхідна кратність водообміну у ємностях.

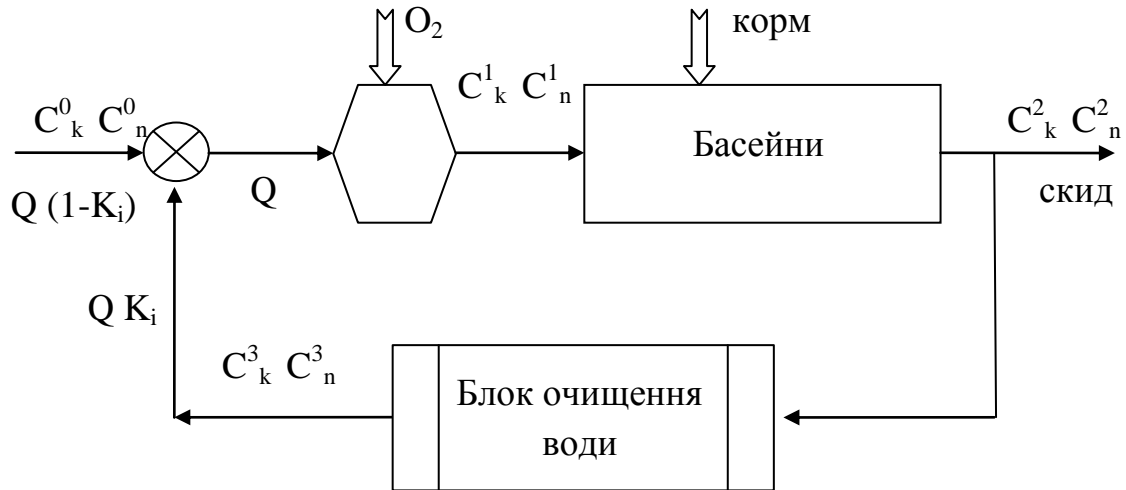


Рис. 1.3. Структурна схема системи водозабезпечення УЗВ [12]:

Q – витрата води;

C_k^0 – концентрація кисню (верхній індекс відображує точку системи);

C_n^0 – концентрація продуктів метаболізму;

K_i – коефіцієнт повторного використання води.

Ефективність видалення з оборотної води основних забруднень визначає частку, необхідну для підживлення циркуляційного контуру, тому з системи виводяться не тільки затримані осади, а й частина забрудненої води. Таким чином, коефіцієнт повторного використання води (K_i) фактично відображає ефект видалення з води лімітуючого забруднення з циркуляційного контуру (переважно амонійного Нітрогену або нітратів).

Попри те, що у циркуляційному контурі провідних УЗВ повторно використовується 95% і більше від загального об'єму, за межі замкнутої водної системи виводяться відходи у вигляді осадів, фільтратів та мулистих сумішей (рис. 1.4). Їх зневоднення та стабілізація відбувається переважно у природних умовах, у разі обґрунтування доцільності використання реагентних методів – із застосуванням коагулянтів та флокулянтів. Відділена вода, що характеризується високими концентраціями біогенних елементів (Нітрогену та Фосфору), органічним забрудненням, проходить очищення у природних умовах.

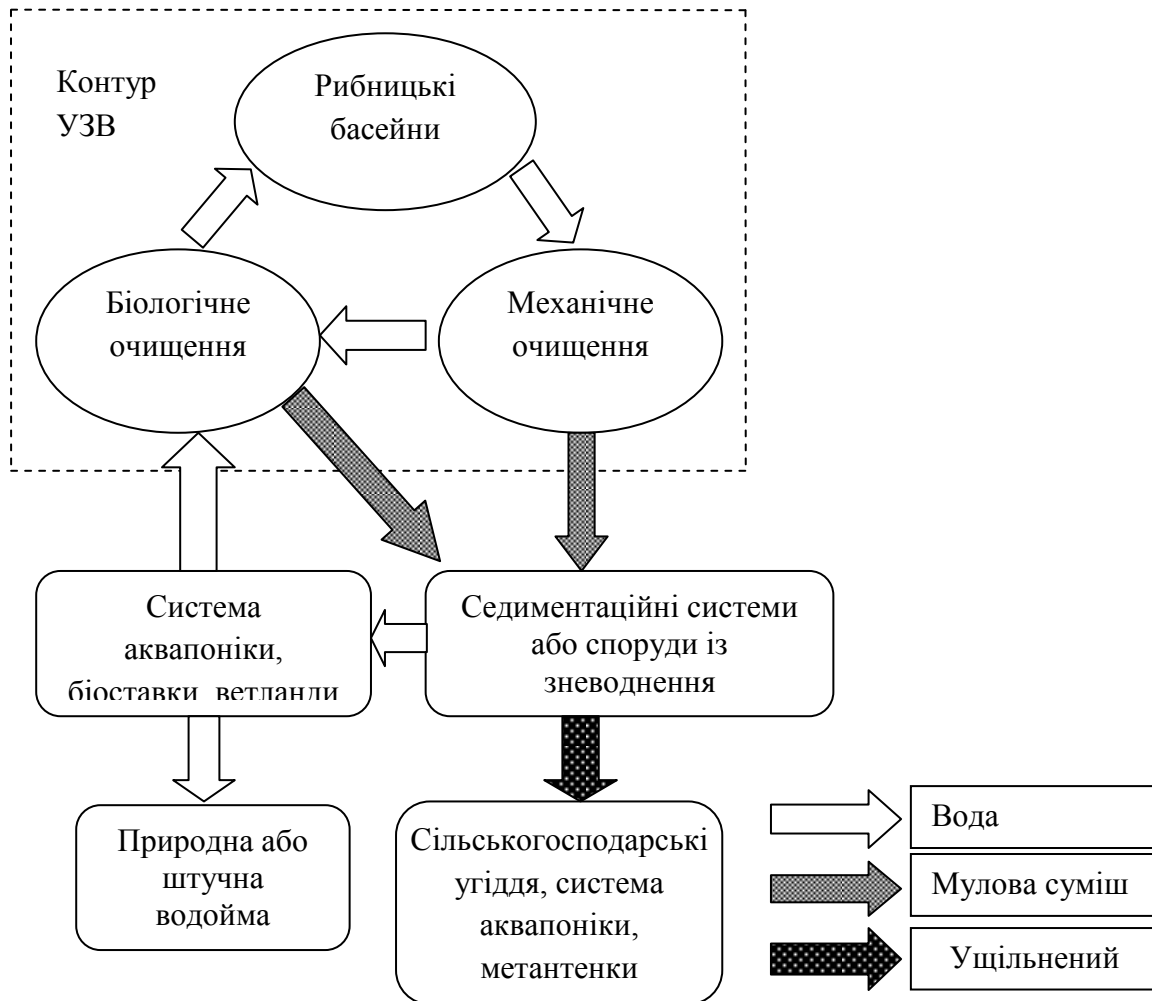


Рис. 1.4. Схема руху води та осадів у процесі очищення оборотної води УЗВ [13]

Відповідно до особливостей водокористування рибницькими господарствами, що характеризуються повторним використанням води, основною задачею для ефективної реалізації такої технології вирощування рибницької продукції є глибоке очищення забрудненої у басейнах води. Окрім того, важливого значення набуває питання утилізації утворених відходів, адже сучасні методи водоочищення мають забезпечити мінімальний вплив на навколишнє середовище [14]. Відповідно до рис. 1.4, частина скидної води УЗВ після видалення біогенних елементів може направлятись у природні або штучні водойми. Склад твердих відходів, утворених у процесі очищення оборотної води, дозволяє застосовувати їх в якості добрив після стабілізації та

зневоднення. Проте, витрати на забезпечення даних процесів можуть перевищувати очікуваний прибуток від реалізації добрив. Окрім того, застосування реагентних методів для їх обробки суттєво обмежить можливості застосування у сільському господарстві. Тому розробка маловідходної та екологічно чистої технології очищення оборотної води актуальна також і в даному аспекті.

1.2. Умови формування, кількісні та якісні показники забрудненої води рибницьких господарств з оборотним водопостачанням

Дослідженню умов формування забруднень оборотної води УЗВ, аналізом їх кількісних та якісних показників упродовж останніх сорока років присвячено публікації багатьох європейських науковців. Актуальним питання аналізу забруднень та їх вилучення з води УЗВ й для науковців розвинутих країн Америки та Азії, де частка продукції індустріального рибництва у загальному обсязі аквакультури постійно зростає. Дана проблема стала актуальною і у колишньому СРСР наприкінці 80-х, – під час перших спроб радянських вчених щодо реалізації технологій вирощування риб у замкнутих екосистемах.

Враховуючи суттєві розбіжності у результатах окремих досліджень, представлених у науковій літературі, дане питання потребує систематизації та більш детального дослідження з урахуванням не тільки профілю рибницьких господарств, що відрізняються об'єктами вирощування, а й особливостей використаних кормів.

Потреба у достатньо точному визначенні кількості забруднюючих речовин, що надходять до замкнутої системи, є цілком об'єктивною та значимою. По-перше, та кількість забруднень, що надходить у воду басейнів, має бути вилучена на різних етапах очищення у блоці відновлення якості води. По-друге, залежно від інтенсивності забруднення води приймаються технологічні рішення про частку підживлювальної води з природного джерела

або системи централізованого водопостачання. Також розміри твердих домішок у воді впливатимуть на параметри споруд з попереднього механічного очищення та з утилізації утворених осадів. Попри те, що загальна характеристика забруднень оборотної води УЗВ висвітлена у результатах багатьох досліджень [13, 15-19], дані стосовно кількісних значень потенційного навантаження на УЗВ внаслідок годівлі риб є нечисленними, достатньо суперечливими та відрізняються між собою.

Обсяги забруднень, що утворюються у процесі вирощування риби в УЗВ, суттєво залежать від виду риби, складу та якості кормів, прийнятого режиму годівлі. Абсолютна кількість нерозчинених домішок, що надходять у систему УЗВ, як і їх концентрація у воді, за даними різних досліджень суттєво коливається. Різниця у значеннях основних показників пов'язана як з термічним режимом УЗВ та видами культивованих риби, так і з якістю кормів та програмами годівлі. Враховуючи трофічні потреби риби, у раціон більшості видів входять компоненти рослинного та тваринного походження, премікси, що забезпечують необхідний набір амінокислот, визначену кількість білків та жирів [20-22]. Неперетравлені похідні таких компонентів складають основу нерозчинених забруднень, що надходять у воду у вигляді фекалій риби.

Оскільки найбільшу токсичну дію на рибу проявляють їх розчинені продукти метаболізму у вигляді амоній-йону та аміаку, тому саме сполуки Нітрогену, включно з нітратами та нітритами, вважають основними лімітуючими забрудненнями оборотної води УЗВ [1, 19, 23-26]. Кількість забруднень води органічними сполуками, що містяться у розчиненій формі та у вигляді завислих речовин, оцінюють за показниками БСК та ХСК, перевищення гранично допустимих норм яких також негативно відображається на темпах росту риби [18, 27-32]. Попри те, що виробничий процес вирощування риби в УЗВ за основними характеристиками має спільну структуру для всіх об'єктів вирощування, а біохімічні механізми, пов'язані з травленням та виділенням метаболітів у риби різних видів, схожі між собою, спостерігаються певні відмінності у складі забруднених вод, які можна пов'язати із відмінностями у

програмах годівлі та якості кормів, особливостями морфології об'єктів вирощування та гідравлічним режимом басейнів. Окрім того, що основну кількість нерозчинених забруднень складають продукти метаболізму риб, у воду басейнів потрапляють також пилоподібні частки корму, недоступні для риб. Тому при використанні менш якісних кормів, нераціональній організації процесу годівлі можна очікувати додаткове навантаження на споруди очищення за органічними речовинами, причому частина з них перейде у розчинену форму. Значення контролю над процесами формування нерозчинених домішок у технологічній воді УЗВ розкрито у дослідженнях [15, 32-35].

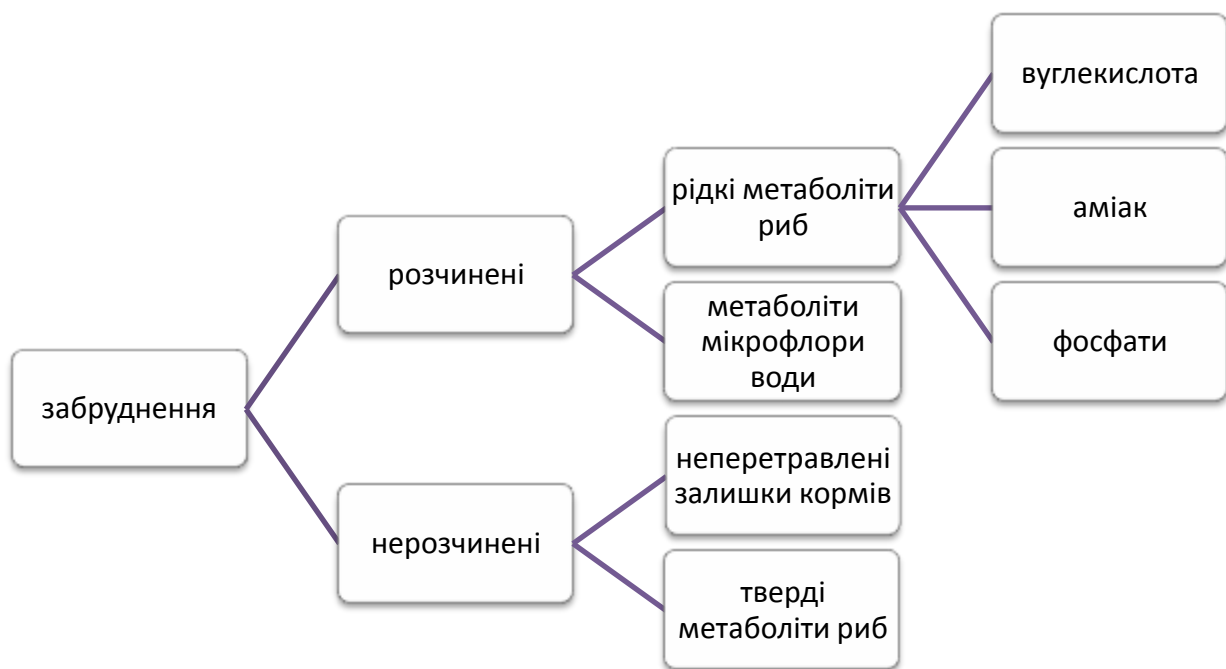


Рис. 1.5. Класифікація забруднень оборотної води УЗВ

Визначення кількості забруднень, що потрапляють у циркуляційний контур, може бути здійснено двома шляхами – аналітичним методом (шляхом розрахунків) та у практичний спосіб (на основі аналізів концентрацій забруднень діючих господарств). Здебільшого аналітичні розрахунки ґрунтуються на харчових потребах риб (якість та кількість корму) та особливостях метаболізму різних видів (виділення у навколишнє середовище рідких та твердих продуктів обміну). Такий спосіб дозволяє зробити прогноз навантаження на блок відновлення якості води для певного господарства та

розрахувати необхідні споруди з очищення оборотної води. Приклад аналітичних розрахунків потенційного навантаження на блок відновлення якості води при вирощуванні однієї з найбільш досліджених в плані біохімії процесів травлення групи риб (лососеві) представлено на рис.1.6. Неточності, які можуть виникнути при аналітичних розрахунках, пояснюються відмінністю у складі кормів та їх якості, впливу абіотичних факторів на темпи метаболізму риб. До того ж, залежно від типу травної системи риб можна спостерігати й відмінності у продуктах метаболізму. Тому аналітичні розрахунки можна використовувати лише як попередній матеріал для аналізу потенційного рівня забруднень оборотної води.

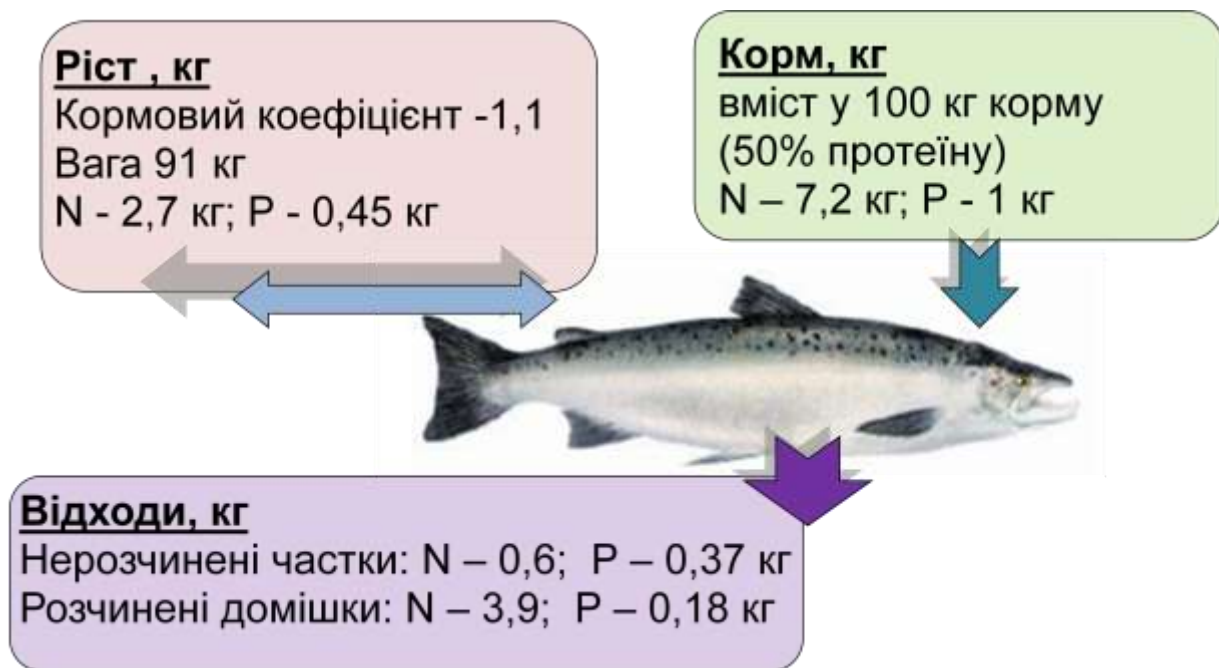


Рис. 1.6. Балансова схема метаболізму лососевих [1]

Другий спосіб буде характеризуватись більш точним результатом, оскільки здійснюється в натурі; він дозволить врахувати певні особливості господарства (якість та склад кормів, особливості технології вирощування та водообміну, морфологію окремих видів риб чи їх порід). Обов'язковою умовою для отримання достовірних результатів у такий спосіб необхідним є забезпечення на період досліджень проточного режиму у басейнах, адже

недостатньо очищена оборотна вода у такому разі може суттєво спотворити характеристики первинного метаболізму риб.

Абсолютна кількість та діапазон коливань розмірів нерозчинених забруднень в умовах УЗВ незначною мірою залежить від того, чи господарство є повносистемним (відтворення риб здійснюється безпосередньо у господарстві), чи посадковий матеріал для вирощування закуповується зовні. Це пояснюється тим, що основна кількість забруднень надходить у оборотну воду від тих груп басейнів, де відбувається вирощування на останніх виробничих етапах – до товарної ваги. Тому кількість нерозчинених відходів, що надходить у воду рибницьких басейнів, при раціональній організації процесу годівлі риб буде прямолінійно залежати від кількості внесених кормів. У такому разі залежно від об'єкта вирощування з одного кілограму згодованого корму у вигляді твердих забруднень надійде від 150-200 г [36] до 500-700 г [18], за даними [37], у відходи перетворюється близько 36% від маси згодованого корму. Такий широкий діапазон коливань у результатах досліджень пояснюється багатьма чинниками. Основну роль тут відіграють особливості метаболізму окремих видів риб та температурний режим господарства, другорядне значення в умовах сучасних рибницьких господарств відіграє якість кормів. Як зазначено у дослідженнях [29, 38], частка поживних речовин у твердих відходах та їх кількість зростають із зростанням температури води у басейнах. Окрім того, більшість теплолюбних видів риб, що характеризуються найшвидшими темпами росту (кларієвий сом, тиляпії), потребують пропорційно більшої кількості кормів у добовому раціоні. Даний фактор не може не відобразитись на кількості утворених відходів, особливо – у нерозчиненій формі. Для холодноводних господарств з вирощування лососевих кількості питомих забруднень на одиницю згодованого корму згідно аналітичних розрахунків, представлених в [1], будуть одними із найнижчих, що підтверджується багаторічною практикою діючих рибницьких ферм [36, 39, 40]. За даними [1], з 100 кг згодованого у форелевому господарстві корму із вмістом сирого протеїну 45% очікують виділення близько 0,6 кг Нітрогену та 0,37 кг

Фосфору у вигляді твердих відходів (неперетравлені залишки, продукти метаболізму, пилоподібні частки). У розчиненому вигляді при цьому виділиться біля 3,9 кг Нітрогену та 0,18 кг Фосфору. Приведені дані широко використовують при розрахунку споруд біологічного очищення води УЗВ для вирощування форелі, прогнозування обсягів скиду забруднень при вирощуванні лососевих у господарствах із проточними басейнами.

Розрахунок навантаження за розчиненим Нітрогеном, що надходить у воду у формі аміаку/амонію, інші автори також представляють у вигляді прямої залежності від кількості згодованого корму [12]:

$$NH_4^+ = 0,0289F_i, \quad (1.1)$$

де F_i – кількість корму, яка вноситься для годівлі 100 кг риби на добу, кг.

Представлена залежність є достовірною лише для холодноводних форелевих господарств. У процесі подальших досліджень було запропоновано враховувати залежність виділення продуктів метаболізму від температури води [41], яка суттєво впливає на інтенсивність обмінних процесів риб як холоднокровних організмів:

$$NH_4^+ = (0,0008T + 0,0181) \cdot F, \quad (1.2)$$

де T – температурний режим басейнового господарства, °C.

Згідно приведених [3] емпіричних залежностей для визначення максимального навантаження за амонійним Нітрогеном результат буде відрізнятися у більшу сторону:

$$NH_4^+ = 80k - 30, \quad (1.3)$$

де k – безрозмірний кормовий коефіцієнт, для комбікормів, що використовують в УЗВ (становить 0,9-1,2).

Представлені залежності дозволяють опосередковано прогнозувати масштаб продукції метаболізму риби, але їх результати не можна застосовувати для точного визначення потенційного навантаження за сполуками Нітрогену при вирощуванні будь-яких промислово цінних видів. Однією з причин такої невідповідності були значні розбіжності у складі та якості кормів, що використовують в індустріальному рибництві. Слід також пам'ятати про відмінності у метаболізмі окремих видів риби навіть в межах однієї температурної групи (тепловодні чи холодноводні). У результаті більш детального аналізу біохімічних процесів, що відбуваються в організмі риби, рецептури кормів, адаптованих до годівлі риби в УЗВ, було запропоновано дещо інші значення потенційного навантаження за сполуками Нітрогену. Так, у більш детальних дослідженнях [19] визначено, що з 100 кг згодованих кормів у систему надходить близько 2,2 кг Нітрогену у формі амоній-йону. Таким чином, виходячи з аналітичних розрахунків та зведених результатів дослідження концентрацій забруднень у воді УЗВ, можна зробити висновок, що діапазон навантаження на блок біологічного очищення за розчиненими сполуками Нітрогену коливається в межах 20-75 г з 1 кг внесеного у басейни корму. Значний діапазон коливань навантаження за нерозчиненими забрудненнями (150-700 г) можна пояснити суттєвим впливом якості кормів і виду вирощуваних риби на продукцію метаболізму у твердій фазі.

При вирощуванні риби в установках із замкнутим водозабезпеченням фосформістким сполукам спочатку увагу приділяли лише в аспекті охорони навколишнього середовища, - адже скидання таких стоків призводить до евтрофікації водойм. Тому даний елемент розглядали з точки зору збалансованості комбикормів для риби та кількості, що перейде у приріст рибницької продукції. Оскільки серед сполук Фосфору, що надходять у воду у вигляді продуктів метаболізму риби, у нерозчиненій формі знаходиться 67% [1], 30-84% [10] або 80-90% [36] відповідно, значно більша увага була приділена швидкому їх видаленню із води з метою недопущення переходу у розчинену форму. Оскільки збільшення коефіцієнту повторного використання води в УЗВ

можливе лише за умови пропорційного зростання ефекту видалення основних забруднень, багатьма науковцями зазначено необхідність підвищення видалення з води й фосфатів [42-46]. Попри те, що розчинені фосфати не проявляють гострої токсичної дії на риб, їх поступове накопичення у воді УЗВ може суттєво уповільнювати темпи росту риб. Так, у дослідженнях [47] вказано, що накопичення сполук Фосфору стало, ймовірно, причиною погіршення ембріонального розвитку молоді коропа. Необхідність контролю концентрацій сполук Фосфору як у технологічній воді, так і в осадах, що утворюються у процесі очищення, обґрунтовано в [46]. У подальшому дослідженнями авторів [36, 48-50] було доведено важливість очищення від фосфатів оборотної води УЗВ та необхідність контролю їх концентрації у басейнах. Необхідність вилучення сполук Фосфору з води була обґрунтована також і для морської УЗВ [45]. Зокрема в роботі [48] розглянута перспектива використання реагентних методів з цією метою. Згідно аналітичних розрахунків, представлених у [1], потенційне навантаження за сполуками Фосфору на споруди очищення води УЗВ з 100 кг згодованого корму буде становити 370 г у вигляді твердих відходів та 180 г у розчиненому вигляді. Такі прогнози відповідають результатам досліджень [10], але суперечать вказаному у [36] діапазону співвідношення нерозчинених та розчинених сполук фосфору у технологічній воді УЗВ. Найбільш ймовірною причиною таких розходжень є здатність сполук фосфору, що містяться у фекаліях риб, швидко переходити у розчинену форму. Так, за даними [34, 51], протягом декількох годин з твердої фази у розчин переходить до 20% сполук Фосфору.

Кількість органічних речовин, що становлять потенційне навантаження на споруди очищення, виражена у значеннях БСК та ХСК, може також бути визначена аналітичним методом.

Значення ХСК у забрудненій воді, яке в цілому відображатиме вміст органічних сполук у розчиненому, колоїдному та нерозчиненому станах, згідно представлених в [52] залежності, буде прямолінійно залежати від кількості внесеного у басейни корму:

$$ХСК = 1,89F_i, \quad (1.4)$$

Отриманий емпірично коефіцієнт 1,89 є актуальним лише для форелевих господарств. Оскільки окремі види риб, що культивуються в УЗВ, мають відмінності у швидкостях метаболізму та особливостях травлення, дана залежність отримала наступний вигляд:

$$ХСК = B \cdot F_i, \quad (1.5)$$

де B – коефіцієнт, що враховує продукцію метаболізму окремих видів (для коропа $B=0,64$ [53], для форелі $B= 1,89$ [52]).

За результатами досліджень співвідношення значень БСК та ХСК у забрудненій технологічній воді УЗВ у були запропоновані наступні залежності [53]:

$$БСК_{\text{повн}} = 0,277ХСК, \quad (1.6)$$

$$БСК_5 = 0,212БСК_{\text{повн}}. \quad (1.7)$$

Згідно даних [3], межі потенційного навантаження за $БСК_{\text{повн}}$ для господарств з вирощування форелі можуть коливатись у доволі значному діапазоні: від 169 до 237 г пропорційно до кожного кілограму згодованого корму. Але навіть такий широкий діапазон не охоплює значення розрахункового навантаження за органічними речовинами, представлене попередніми авторами, - адже, згідно перерахунку навантаження за $БСК_{\text{повн}}$ мало б коливатись від 523 г до 1,047 кг при добовій нормі годівлі риб в межах 1-2% від маси тіла.

Достатньо значний діапазон коливань у представлених даних щодо навантаження за органічними сполуками можна пояснити декількома основними чинниками: різними підходами у визначенні БСК та ХСК, відмінностями у складі кормів, можливістю швидкого переходу забруднень з однієї форми в іншу. Як приклад можна привести запропонований в [54]

кількісний зв'язок між частиною нерозчинених забруднень, що окиснюються біоплівкою, та кількістю виділеного амонію:

$$(\text{NH}_4^+ - \text{N}) = 0,388 \text{ ХСК}^{0.378}. \quad (1.8)$$

Оскільки процеси амоніфікації можуть починатись безпосередньо у рибницькому басейні, можна очікувати зростання концентрацій амонійного Нітрогену у циркуляційній воді одночасно з зниженням рівня розчиненого Оксигену.

В умовах сучасних УЗВ, що використовують найбільш прогресивні технології вирощування риби, включно з програмами годівлі, адаптованими для кожної окремої розмірно-вагової групи риби, склад та концентрації основних забруднень не мали б відрізнятись суттєво. Це пов'язано із технологіями вирощування, що жорстко регламентують температуру води у басейнах, щільність посадки риби і норми годівлі на кожному етапі вирощування. Таким чином, можна очікувати, що при реалізації стандартних програм вирощування промислово цінних видів риби суттєві відмінності у кількостях утворених відходів можуть бути спричинені лише відмінностями у складі та якості кормів.

Відносно необхідності у забезпеченні фізико-хімічних параметрів води на рівні, що дозволяє ефективно використовувати потенціал кормів та підтримувати швидкі темпи росту риби, для установок із замкнутим водозабезпеченням більш важливим є аналіз та контроль концентрацій забруднень. В умовах УЗВ можна розрізняти концентрації забруднень на вході у рибницькі басейни (після проходження блоку відновлення якості води та з додаванням підживлювальної води з природного джерела водопостачання), які умовно можна назвати фоновими, та концентрації забруднень у воді, що витікає з басейнів. Співвідношення окремих фаз забруднень та їх концентрацій у технологічній воді можуть суттєво змінюватись на усіх етапах її очищення, такі зміни будуть відбуватись як внаслідок вилучення окремих домішок, так і внаслідок переходу їх з одної форми у іншу (сорбція розчиненої речовини на біоплівці, розклад органічних сполук, розчинення твердих домішок). Явище

вторинного забруднення, яке проявляється у виділенні амонійного Нітрогену мікрофлорою, що трансформує сорбовані на біоплівці органічні сполуки, також посилює вказані вище процеси.

Важливу роль у формуванні, русі та трансформації забруднень відіграють також форма і конструкція рибицьких басейнів. Затримка нерозчинених органічних сполук у рибицьких ємностях пов'язана із гідравлічним режимом споруд, їх формою, розмірами, конструктивними особливостями, а також із фізичними властивостями домішок. За організації раціональної годівлі кормами високої якості фекалії основних промислових видів риб мають щільну структуру, здатні до швидкого осідання. Лише в окремих випадках при використанні неякісних кормів або проявах певних заразних хвороб риб фекалії можуть характеризуватись волокнистою або слизоподібною структурою, погано осідати або спливати. Тому більшість пристроїв для відведення води із басейнів пристосована саме до властивостей фекалій риб осідати на дно. Залишки кормів, що потрапляють у воду, можуть мати різні властивості: залишки тонучих кормів переважно осідають на дно; частки плаваючих кормів (пластівці, пелети), що містять у структурі пухирці повітря, тривалий час залишаються на поверхні або плавають у товщі води. В цілому, властивості таких забруднень сильно залежать від вмісту кормів, крупності пилоподібної частки, гідравлічного режиму басейна. Аналогічно різні властивості можуть проявляти слиз та винесені зі споруд біологічного очищення субстанції, - їх склад, щільність та структура суттєво впливатимуть на здатність до осідання або спливання.

Організація раціонального водовідведення із рибицьких ємностей передбачає не тільки забезпечення належного водообміну, а й виведення із потоком води основних забруднюючих речовин. Якщо стосовно розчинених у воді органічних сполук можна апріорі стверджувати, що вони рівномірно виводяться з басейнів разом із вихідним потоком води, то відносно нерозчинених забруднень така закономірність відсутня. Як було зазначено вище, основу нерозчинених органічних забруднень рибицьких ємностей

складають фекалії та слиз риб, залишки корму, а також тверда субстанція, що може виноситись із споруд біологічного очищення. Залишки корму характеризуються високим вмістом протеїну, отже вони здатні до швидкого загнивання. Фекалії риб порівняно із кормом є більш мінералізованими, але, розкладаючись у воді, вони також спричиняють її забруднення. Для УЗВ, що характеризуються надвисокими щільностями посадки риб (200-450 кг/м³ і більше) дані фактори становлять небезпеку. Тому організація відведення із басейнів як розчинених, так і нерозчинених сполук відіграє велике значення у забезпеченні ефективного біологічного очищення оборотної води. Залежно від призначення рибницькі басейни УЗВ можуть мати різні форми, розміри та конструкції. Виходячи з основного їх завдання – забезпечення оптимальних умов для вирощування гідробіонтів на певних етапах, такі ємності мають задовольняти вимоги об'єктів вирощування щодо лінійних розмірів, гідравлічного режиму, технологічного оснащення.

Більшість басейнів для УЗВ мають гладкі стінки, тому розвиток перифітону на них проявляється мінімально, - періодичне механічне очищення стінок дозволяє ефективно використовувати пластикові та каркасні плівкові басейни без додаткових заходів з видалення обростань. Басейни із бетонними стінками в УЗВ використовуються достатньо рідко – в силу своїх недоліків вони вже практично витіснені більш сучасними ємностями із полімерних матеріалів. У тих випадках, коли бетонні ємності планується використовувати в УЗВ або СОВ, з метою уникнення руйнування стінок та покращення гідродинамічного режиму стінки таких басейнів обкладають облицювальною плиткою.

За особливостями форми і конструктивних елементів розрізняють такі основні типи басейнів: круглі, овальні, прямокутні, вертикальні (силоси), восьмикутні та інші.

Головною перевагою круглих басейнів є відсутність так званих мертвих зон, де можуть накопичуватись продукти обміну та залишки корму. У круглих басейнах найбільш зручно забезпечувати рух води. За умови підтримання

належної швидкості течії більшість круглих басейнів здатні самоочищатись, що відбувається завдяки накопиченню тонучих нерозчинених домішок у центральній частині дна та їх вилученню дренажними пристроями. Для покращення видалення таких домішок дно круглих басейнів доцільно робити з конічним дном або з невеличким приямком у центральній частині. Враховуючи, що у круглих басейнах доцільним є створення кругової течії, відбір здійснюється з центру дна, для подачі води найбільш правильним є розташування трубопроводу по дотичній до стінки. Водночас, інші конструкції круглої форми для інкубації ікри чи перетримки личинки передбачають подачу води із нижньої центральної частини та відведення її зверху.

Порівняно крупні круглі басейни діаметром 5 м і більше виготовляються переважно із окремих сегментів, що з'єднуються між собою безпосередньо у процесі монтажу та мають пласке дно. Вилучення тонучих домішок та чистка стінок відбуваються завдяки спеціальному механізму із щітками. Основним недоліком круглих басейнів є досить низька ефективність використання наявних площ. Також виникають певні труднощі із виловом з таких басейнів риби.

Басейни прямокутної або квадратної форми на відміну від круглих дозволяють максимально ефективно використати наявні технологічні площі, але у кутових зонах таких споруд можуть інтенсивно накопичуватись залишки корму та екскременти риб, що призводить до погіршення якості води. Оскільки у кутах басейна практично не відбувається руху води, такі зони називають «мертвими». З метою покращення гідродинамічного режиму прямокутних басейнів невеликих розмірів їх кути виготовляють заокругленими, інколи з формою, близькою до овальної. Для поліпшення умов концентрування та відведення тонучих нерозчинених домішок дно таких басейнів виконують похилим до однієї із стінок, із приямком в центрі або поблизу торця, або пірамідальної форми. З метою ефективного створення оборотної течії в овальних басейнах по їх поздовжній осі встановлюють перегородку, яка дозволяє забезпечити рух води по колу.

Таким чином, форма рибницької ємності та гідравлічний режим у ній значною мірою впливають на самопливне винесення із басейну нерозчинених органічних забруднень, що здатні осідати. Оскільки у порівняно крупних прямокутних та квадратних басейнах достатньо важко підтримувати потужну течію, в них вирощують рибу, які не вимагають наявності інтенсивного руху води. Водночас, поєднання інтенсивного водообміну та швидкої течії, необхідне для успішного вирощування лососевих, може бути досягнуто у видовжених прямокутних басейнах.

При забезпеченні повного водообміну у басейні протягом 15-20 хв вторинне бактеріальне забруднення води буде мінімальним. У більшості випадків при водообміні в межах 45 хв – 1 години фекалії та залишки корму накопичуються на дні басейнів. Відповідно, процеси розкладу органічної речовини починаються безпосередньо у басейні, що значно погіршує якість води.

Більшість ємностей для вирощування риби на різних етапах росту працюють як змішувачі, тому на виході з них залежно від гідравлічного режиму та щільності посадки риби можна очікувати усереднену концентрацію основних забруднень (до очищеної води, яка надходить у басейн, додаються основні забруднення у розчиненій та нерозчиненій формах). Якщо розчинені домішки рівномірно виводяться із потоком води, то окремі тверді частки можуть осідати на дні та стінках ємностей. Це може привести до суттєвого погіршення якості води у басейнах внаслідок розкладу органічних сполук, які містяться у твердих забрудненнях. Також негативним наслідком даного процесу може бути інтенсивний розвиток мікрофлори у воді, що також погіршить її стан. Таким чином, неналежний гідравлічний режим у басейнах та конструктивні особливості, що не забезпечують повного виведення з ємностей нерозчинених забруднень, можуть стати причиною суттєвого погіршення якості води безпосередньо у рибницьких басейнах та зростання навантаження на блок біологічного очищення води.

Конструкції басейнів, які передбачають відведення осадів відокремлено від основного потоку води, дозволяють суттєво знизити забруднення води на етапі її транспортування до очисних споруд внаслідок переходу у розчинену форму частини забруднень. У такому разі необхідно передбачити окрему систему відведення від басейнів твердих відходів з подальшою їх обробкою за межами замкнутого контуру УЗВ.

Концентрації забруднень на виході з басейнів у першу чергу будуть залежати від абсолютної кількості розчинених та нерозчинених домішок, що надходять у воду басейнів. Важливу роль у формуванні характерного для УЗВ діапазону коливань концентрацій основних забруднень у циркуляційній воді УЗВ будуть відігравати також і основні параметри технології культивування риби – щільності посадки у басейни різних розмірно-вагових груп (особливо – тих, що вирощуються на останніх етапах) та кратність водообміну у басейнах. Аналіз даних щодо діючих європейських УЗВ, що характеризуються високотехнологічним водоочисним обладнанням та використовують корми найвищої якості, підтверджує достовірність прогнозів продукції метаболізму риби за біохімічними розрахунками. Відповідно, для холодноводних аквасистем з вирощування лососевих концентрації нерозчинних сполук можуть становити до 20 мг/дм³ [40], 10-20 мг/дм³ [55], або близько 14 мг/дм³ [9]. У більшості тепловодних УЗВ концентрації завислих речовин коливаються в межах 5-50 мг/дм³ [10]. Зазначений у [56] більш вузький діапазон коливань від 1,6 мг/дм³ до 20 мг/дм³ є характерним для господарств, що спеціалізуються на вирощуванні осетрових або практикують порівняно невисокі щільності посадки риби у басейни. Оскільки в процесі експлуатації більшості УЗВ нерозчинені домішки надходитимуть у воду порівняно рівномірно, споруди з механічного очищення будуть характеризуватись стабільним ефектом очищення.

Альтернативним шляхом зменшення навантаження на споруди біологічного очищення та підвищення ефективності затримки нерозчинених забруднень у сітчастих префільтрах або барабанних фільтрах є використання кормів із мінімальною кількістю пилоподібних часток. На важливості

покращення якості кормів, надання їм кращої стійкості до розкладу у воді наголошено у дослідженнях [32, 47]. Використання таких в'язучих речовин, як альгінати, гуарова камідь, забезпечують підвищення стабільності фекалій, сприяють формуванню більш крупних часток без побічної дії на рибу [10, 57].

Значну увагу приділяють контролю концентрацій найбільш токсичних для риби аміаку, амоній-йону та нітритів [58-61]; також до показників, які необхідно контролювати, слід віднести рН, БСК₅, БСК_{повн}, ХСК, нітрати та фосфати, завислі речовини. Співвідношення окремих форм Нітрогену та його концентрація у воді рибницьких басейнів буде визначатись не тільки обсягом потенційного навантаження на систему, а й такими факторами, як ефективність окремих блоків очищення оборотної води УЗВ, щільність посадки риби та гідравлічний режим у басейновому господарстві.

Таблиця 1.3.

Порівняльна характеристика концентрацій забруднень
оборотної води УЗВ

Показник, од. вим.	Показники забруднень на виході з басейнів Європейських УЗВ [18, 32, 36, 56] / УЗВ України*		
	Форелеві господарства	УЗВ з виращування кларієвого сома	УЗВ з виращування тиляпій
Завислі речовини, мг/дм ³	1,6-20 / 10-40	5-50 / 40-350	5-20 / 10-120
БСК ₅ , мг/дм ³	3-25 / 5-15	12-30 / 45-150	10-20 / 10-80
ХСК, мг/дм ³	Дані відсутні	д.в. / 100-300	д.в. / 45-120
Амоній-йон, мг/дм ³	0,8-2,4	0,8-2,4 / 4-8 (32)	0,5-1 / 0,8-2
Нітрати, мг/дм ³	Дані відсутні	20-90 / 40-65	д.в. / 10-56
Нітрити, мг/дм ³	Дані відсутні	д.в. / 0,2-0,6	д.в. / 0-0,15
Фосфор заг., мг/дм ³	0,13-2/ д.в.	0,4-1,8 / 6-15	д.в. / 2-25

* – Показники води вітчизняних УЗВ за результатами власних досліджень

Вказані межі характерні для різних умов виращування, що визначаються гідравлічним режимом у басейнах (кратністю водообміну) та щільністю посадки риби. Недостатній ефект очищення у блоці відновлення якості оборотної води має бути компенсований підживлювальною водою. Наприклад, у випадку, якщо ефективність процесів денітрифікації буде низькою, у циркуляційній воді будуть накопичуватись нітрати, що відмічено у роботах окремих авторів. Так, за даними [62, 63] концентрації нітратів у циркуляційній воді УЗВ зростали до 400-500 мг/дм³, що змушувало скидати частину забрудненої води на виході з басейнів та пропорційно збільшувати обсяг підживлювальної води із природного джерела водопостачання.

Фізико-хімічні та санітарно-бактеріологічні показники якості води, яку подають у рибницькі басейни, повинні відповідати вимогам риби, тому недостатній ступінь очищення забрудненої у басейнах води доводиться

компенсовувати відповідним об'ємом води з природного джерела водопостачання, який фактично забезпечує розбавлення циркуляційного потоку. Як засвідчує практика, залежно від ефективності блоку відновлення якості води, виду риби та технології вирощування відсоток підживлювальної води в УЗВ може коливатись в межах 5-30%. Чим ближче будуть наближатись концентрації основних лімітуючих забруднень у воді, що подається в басейни, до максимально допустимих технологічними нормами, тим більшою має бути кратність водообміну у таких басейнах. Виходячи з цього, щільність посадки риби не може максимально високою для даного виду, адже інтенсивне забруднення води метаболітами риби миттєво призведе до перевищення допустимих меж за розчиненими амонійним Нітрогеном чи аміаком. Представники осетрових та лососевих проявляють серед інших об'єктів індустріальної аквакультури підвищену чутливість до вмісту у воді сполук Нітрогену [59, 64], тому при їх вирощуванні в установках з замкнутим водопостачанням на процеси біологічного очищення води рекомендують звертати особливу увагу.

Необхідний ефект видалення найбільш токсичних для риби сполук – амонійного Нітрогену визначається також індивідуальною чутливістю окремих видів промислово цінних риби та фізико-хімічними параметрами води (табл. 1.4), тому допустима концентрація сполук Нітрогену у очищеній циркуляційній воді УЗВ залежно від об'єкту вирощування може коливатись у значному діапазоні.

Таблиця 1.4.

Показники летальних концентрацій аміаку для різних видів риби

Вид	Концентрація $\text{NH}_3\text{-N}$ (мг/дм ³)	Джерело
Райдужна форель	0,25-0,32	2, 64
Арктичний голец	0,03	65
Короп	2,2	33
Кларієвий сом	3,10	33

Оскільки із зниженням температури та в результаті підкислення води токсична дія аміаку буде знижуватись (табл.1.5), у технології водоочищення може бути передбачено стабілізацію води після проходження етапів механічного та біологічного очищення. Водночас, температурний режим з такою метою змінений бути не може, адже температура води визначає кінетику біохімічних процесів травлення та засвоєння кормів рибами.

Таблиця 1.5.

Допустимі концентрації аміаку залежно від температури і рН [12]

Температура, °C	рН						
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0
5	200	63,3	20,0	6,3	2,0	0,66	0,23
10	134,4	42,4	13,4	4,3	1,4	0,45	0,16
15	91,2	28,9	9,2	2,9	0,94	0,31	0,12
20	63	20,0	6,3	2,0	0,66	0,22	0,088
25	41,7	13,9	4,4	1,4	0,46	0,16	0,069
30	-	9,8	3,1	1,0	0,34	0,12	0,056

Вторинне забруднення, яке пов'язане із розвитком перифітону на стінках ємностей та мікрофлорою, що виносяться із споруд очищення оборотної води, в окремих випадках може становити певну небезпеку. Необхідно враховувати, що вторинне забруднення цілком залежить від первинного і тісно пов'язане з ефективністю роботи споруд біологічного очищення та деякими іншими факторами. У більшості випадків інтенсивне вторинне забруднення води спостерігається лише внаслідок незбалансованої роботи споруд біологічного очищення (перевантаження по органічній речовині, дефіцит кисню у аеробних реакторах), зниження ефективності роботи споруд з попереднього механічного очищення або накопичення нерозчинених забруднень безпосередньо у рибницьких басейнах. У разі належної роботи схеми з відновлення якості води фактор вторинного забруднення несуттєво впливає на якість води. Значно більшу небезпеку в аспекті зростання концентрації токсичних сполук амонійного нітрогену та аміаку становить явище амоніфікації, що протікає

внаслідок окиснення гетеротрофною мікрофлорою затриманих у біофільтрі органічних сполук. Дані процеси у біофільтрах-нітрифікаторах для очищення оборотної води УЗВ досліджено у роботах [12, 52, 54].

1.3. Методи і технології очищення оборотної води

Обмежений та достатньо суперечливий досвід експлуатації УЗВ на теренах колишнього СРСР є причиною відсутності достовірних даних щодо ефективності окремих технологічних рішень при очищенні оборотної води таких господарств. Попри оптимістичні висновки про накопичений досвід у розробці нових технологій та апаратного оформлення для вирощування риб у замкнутах системах водопостачання [66-71], суттєвих досягнень протягом останніх десятиліть так і не спостерігалось. Здебільшого, технології водоочищення разом з технологіями вирощування промислово цінних тропічних риб запозичували у передових підприємств Європи. Саме тому перші схеми очищення оборотної води УЗВ, розроблені радянськими вченими фактично копіювали найбільш успішні розробки німецьких, нідерландських та датських науковців [72-78]. Попри суттєві досягнення у розведенні та селекції осетрових риб, у більшості випадків ефективно їх вирощування індустріальними методами відбувалось у системах з низьким коефіцієнтом рециркуляції води [79-80]. В УЗВ з температурним режимом до 20 °С та за умов лояльного екологічного законодавства така практика цілком виправдовує себе з економічної точки зору (витрати на терморегуляцію при заборі чистої води з природного джерела водопостачання будуть значно нижчими за витрати, пов'язані з очищенням води до необхідних кондицій якості), але аж ніяк не відповідає сучасним підходам розвинутих держав до екологічної безпеки аквакультури. Додатковим обґрунтуванням доцільності зниження коефіцієнту рециркуляції також виступала і якість вітчизняних кормів, – рівень забруднення оборотної води при їх використанні зростає у рази порівняно з кормами провідних європейських виробників. В цілому ж спроби радянських вчених

розробити альтернативні технології водоочищення УЗВ на рівні світових вимог завершувались переважно декларативними звітами. Попри перспективність методів індустріального рибництва в Україні, стосовно проблематики відновлення якості оборотної води таких господарств значні напрацювання відсутні. Частково це пояснюється тим, що більшість сучасних рибницьких господарств створюються та функціонують за готовими технологічними проектами, блок відновлення якості води у такій системі зазвичай не становить виключення. Тому в межах аналітичного огляду технологій очищення води УЗВ та сучасних тенденцій щодо їх удосконалення основну увагу приділено закордонним літературним джерелам.

Вибір методів і споруд з відновлення якості забрудненої у рибницьких басейнах води безпосередньо пов'язаний із характеристикою забруднень та вимогами риб до параметрів середовища. Окрім забруднення води продуктами метаболізму риб та неперетравленими залишками кормів, у басейнах суттєво змінюється газовий склад води: зростає концентрація вуглекислоти та знижується рівень розчиненого кисню. Як наслідок, з'являються передумови для зміщення активної реакції в сторону кислого середовища. Тому у блок регенерації оборотної води за [27, 52, 81, 82] включають споруди механічного та біологічного очищення води, віддувки вуглекислоти та насичення киснем, знезараження, терморегуляції, контролю рН та інших параметрів.

Регенерація оборотної води після її контакту з вирощуваними рибами передбачає відновлення її показників до початкових параметрів, що здебільшого відповідають вимогам вирощуваних в УЗВ об'єктів. Тому комплекс споруд для очищення забрудненої оборотної води досить часто називають блоком регенерації або блоком відновлення якості. Залежно від схеми водозабезпечення схеми очищення забрудненої у рибницьких басейнах води можуть відрізнятись. Особливістю систем з рециркуляцією є те, що інтенсифікація процесів вирощування рибницької продукції безпосередньо пов'язана з підвищенням рівня очищення оборотної води та зниженням частки підживлювальної води у господарстві [11]. Прямоточні або напівзамкнуті

рибницькі системи характеризуються меншою залежністю від ефективності відновлення якості забрудненої води, адже основна частина води за такими технологіями подається безпосередньо з природного джерела. Як видно зі схеми (рис. 1.7), реалізація задачі відновлення якості оборотної води забезпечується шляхом механічного очищення від твердих домішок, вилучення та трансформації органічних сполук на спорудах біологічного очищення, а також знезараження за допомогою фізико-хімічних методів.

нерозчинені забруднення	<ul style="list-style-type: none"> • осадження • фільтрація на напірних піщаних фільтрах • проціджування крізь барабанні та дискові фільтри • пінна сепарація (морські УЗВ)
амонійний Нітроген	<ul style="list-style-type: none"> • окиснення амонійного нітрогену у нітрати (нітрифікація)
нітрати	<ul style="list-style-type: none"> • відновлення до азоту у процесі денітрифікації
фосфати	<ul style="list-style-type: none"> • хімічне осадження • біологічне видалення у комбінації з денітрифікацією
розчинені органічні сполуки	<ul style="list-style-type: none"> • біофільтрація • пінна сепарація (морські УЗВ) • озонування
двуокис Карбону та азот	<ul style="list-style-type: none"> • віддувка повітрям • зрошування у градирнях • вакуумна дегазація
кисень	<ul style="list-style-type: none"> • насичення шляхом барботажу повітрям • введення технічного кисню

Рис. 1.7. Технології, що застосовуються для відновлення якості оборотної води УЗВ.

Окрім того, як окремий етап кондиціювання води можна розглядати дегазацію (віддувку вуглекислоти й азоту) та аерацію. Схема технології

очищення оборотної має включати необхідний комплекс споруд для забезпечення повного видалення забруднень та корекції фізико-хімічних показників. Послідовність реалізації окремих методів буде визначатись здебільшого властивостями домішок оборотної води та впливом окремих параметрів на процеси її очищення.

Зображена на рис. 1.8. послідовність застосування різних методів пов'язана із забезпеченням найбільш ефективної роботи тих чи інших очисних споруд у складі схеми відновлення якості оборотної води УЗВ.



Рис. 1.8. Загальна послідовність методів очищення оборотної води УЗВ

Використання методів механічного очищення на першому етапі обробки забрудненої води обґрунтоване доцільністю швидкого видалення нерозчинених забруднень, у складі яких є компоненти, здатні переходити у розчинену форму протягом декількох годин. Негативний вплив нерозчинених забруднень що надходять у воду басейнів, досліджено у роботах [33, 36, 55, 83, 84]. Також

механічне видалення твердих домішок дозволяє значно знизити навантаження на споруди біологічного очищення.

Основною задачею споруд біологічного очищення є трансформація та видалення розчинених сполук Нітрогену, а також окиснення органічних речовин, що знаходяться у розчиненому та дрібнодисперсному станах.

У подальшому, залежно якості підживлювальної води, вимог об'єктів культивування та інших факторів, до схеми очищення включаються споруди із знезараження, віддувки вуглекислоти та оксигенації, терморегуляції тощо.

1.3.1. Методи механічного очищення. Серед механічних методів видалення нерозчинених включень у практиці рибницьких господарств найбільш часто використовують відстоювання, проціджування та фільтрацію. Обґрунтування вибору тих чи інших методів лежить в площині економічної доцільності. Серед найважливіших критеріїв вибору можна назвати: швидкість проходження процесу, надійність роботи, ефективність. Під швидкістю проходження процесу слід розуміти тривалість відокремлення твердої частки з потоку води. Для відстійника це є час перебування води у споруді, для механічного фільтра – швидкість фільтрації. Даний показник значною мірою впливає на необхідні розміри споруд механічного очищення, що відображається на показниках тепловтрат та зайнятій під дану споруду площі.

Відстійники різних конструкцій застосовують переважно для затримки винесених із споруд біологічного очищення агломерацій вільноплаваючих або прикріплених біоценозів.

Використання відстійників у практиці очищення оборотної води УЗВ суттєво обмежене поганими седиментаційними властивостями дрібнодисперсних забруднень, за даними [3], густина твердих часток становить 1,1-1,2 г/см³. У такому разі тривалість відстоювання необхідно збільшувати до 20-25 хвилин, що спричинює перехід у розчинену форму значної частини білкових компонентів і сполук фосфору. Окрім того, збільшення об'ємів відстійників також призводить до додаткових тепловтрат.

Використання механічних фільтрів із зернистим завантаженням (пісок, пінополістирол, гравій та ін.) для попереднього механічного очищення забрудненої води рибницьких систем є недоцільним, основна причина – характеристики нерозчинених домішок. Процес фільтрації у таких спорудах ускладнюється внаслідок інтенсивного замулення фільтруючого завантаження слизом, фекаліями та залишками кормів. Окрім того, затримуючись у шарі фільтруючого завантаження, такі частки починають швидко розкладатись (відбуваються як аеробні, так і анаеробні процеси) і тим спричиняють вторинне забруднення води.

Більш широке застосування отримали механічні проціджувачі барабанного типу, – так звані барабанні фільтри. Ці споруди використовують як для попереднього очищення підживлювальної води з поверхневого джерела водопостачання, так і в якості першого ступеня очищення забрудненої оборотної води. Кількість затриманих на барабанному фільтрі домішок залежить від розмірів вічка фільтрувальної сітки, але ефективність очищення води не завжди буде пропорційно зростати із зменшенням розмірів вічка. Здатність нерозчинених домішок налипати на фільтруючу поверхню барабанних фільтрів і забивати отвори сітки призводить до суттєвого зниження ефективності процесу, додаткових втрат води на промивку сітки. І якщо при використанні барабанного фільтра з розмірами вічка цідильної сітки 10-20 мкм теоретично можливо було б вилучити 85-95% нерозчинених домішок, то на практиці експлуатація такого фільтра супроводжується ускладненнями через швидке залипання фільтруючої поверхні. Тому у більшості рекомендацій сходяться на більш надійній у роботі фільтрувальній поверхні із розміром вічка 50-70 мкм [1, 81], в окремих випадках – 60-200 мкм [56]. Таким чином, в результаті попереднього очищення із забрудненої оборотної води видаляється 50-90% нерозчинених домішок, розміри яких становлять більше 40 мкм. Дрібнодисперсні частки, що не затримуються в відстійниках або барабанних фільтрах із фільтрувальною тканиною в 50-70 мкм, мають бути вилучені у спорудах біологічного очищення.

1.3.2. Методи біологічного очищення

1.3.2.1. Очищення води від органічних забруднень. Більшість технологій очищення оборотної води УЗВ передбачають окиснення органічних сполук гетеротрофною мікробіотою у біофільтрі, який одночасно виконує функцію нітрифікатора [85]. Оскільки внаслідок окиснення органічних забруднень, сорбованих біоплівкою біореактора, виділяється аміак, дані процеси враховують як додаткове навантаження на біореактор за амонійним Нітрогеном [12]. Кількісний зв'язок між окиснюваною масою нерозчинених органічних речовин, які оцінюються за ХСК, та виділеним амонійним Нітрогеном, визначають за формулою 1.8. Інтенсивність вилучення біофільтром нерозчинених забруднень оцінюють коефіцієнтом $K_{\text{ХСК}20}$ в $\text{кгХСК}/(\text{м}^2 \cdot \text{доб})$. За даними [54], інтенсивність вилучення пропорційно залежить від значення питомого навантаження на біофільтр - $\text{НА}_{\text{ХСК}}$ в $\text{кгХСК}/(\text{м}^2 \cdot \text{доб})$:

$$K_{\text{ХСК}20} = \alpha_{\text{ХСК}} * \text{НА}_{\text{ХСК}}, \quad (1.9)$$

де $\alpha_{\text{ХСК}}$ - коефіцієнт лінійного рівняння, що визначається конструктивними особливостями біофільтра. Лінійність залежності, за даними дослідників, спостерігали при зростанні навантажень до $6,2 \text{ кгХСК}/(\text{м}^2 \cdot \text{доб})$. Коефіцієнти лінійного рівняння для двох видів фільтрів наведено в табл.1.6.

Таблиця 1.6.

Коефіцієнти лінійного рівняння для двох видів фільтрів [54]

Вид фільтра	$\alpha \text{ NH}_4^+$	$\alpha_{\text{ХСК}}$
Біофільтр з постійно регенеруючим завантаженням з поліетиленових гранул	0,666	0,889
Біофільтр у вигляді вертикальних поліетиленових полотнищ	0,428	0,500

Інтенсивність біохімічного окиснення має виражену температурну залежність [52, 86]. Стосовно до рібницьких стоків, цю залежність представляють у вигляді виразу:

$$K_{\text{ХСК}} = K_{\text{ХСК}20} 1,143^{(T-20)}, \quad (1.10)$$

де $K_{\text{ХСК}20}$ – інтенсивність вилучення при температурі 20°C ;

T - температура води, $^{\circ}\text{C}$.

Температурний коефіцієнт для міських стічних вод лежить в межах від 1 до 1,085 [86]. Для біологічних фільтрів, що працюють на побутових стоках (баштові і дискові фільтри), даним автором зазначено, що при температурі 20°C має місце екстремум нітрофікуючої здатності. При підвищенні температури до 20°C біохімічна активність біоценозу зростає, в діапазоні 20 - 30°C – поступово знижується, а при температурі вище 35°C – різко падає. У зв'язку з цим запропоновано рівняння температурної залежності у вигляді:

$$K_{\text{ХСК}} = K_{\text{ХСК}20} 1,047^{(T-20)}, \quad (1.11)$$

де ступінь $T-20$ - від'ємне значення модуля різниці температур.

Зниження біохімічної активності біоценозу при температурі вище 20°C пов'язане переважно з тим, що швидкість біологічних процесів збільшується, а розчинність кисню знижується. В результаті процес загасає через дефіцит кисню. З урахуванням рівнянь 1.9 та 1.11 запропоновано рівняння, придатне для практичних розрахунків:

$$K_{\text{ХСК}} = \alpha_{\text{ХСК}20} 1,143^{(T-20)} \text{НА}_{\text{ХСК}}. \quad (1.12)$$

Відповідно, продукція амонію, отримана в результаті амоніфікації нерозчиненої органіки визначатиметься за виразом:

$$(\text{NH}_4^+ - \text{N}) = 0,388 (\text{ХСК}_{20} \cdot 1,143^{(T-20)} \text{НА}_{\text{ХСК}})^{0,378}. \quad (1.13)$$

Як впливає з даного виразу, кількість амонійного Нітрогену, що виділиться у процесі мінералізації, буде залежати від значення ХСК та навантаження за даним показником на біофільтр.

Основну частину органічних забруднень складають сполуки, що легко окислюються, тому їх видалення може ефективно відбуватись як у біореакторах з прикріпленою мікробіотою, так і з вільно плаваючим активним

мулом. Проте, дослідники відмічають тенденції до накопичення у більшості УЗВ гумінових та фульвокислот, що вкрай важко окиснюються, та надають воді характерного відтінку [2,13,47]. Попри те, що за повідомленнями окремих авторів, при низькому водообміні у системі з вирощування форелі не спостерігалось накопичення небезпечних для риб забруднень, у [47] зазначено, що інгібуючу дію на темпи росту риб можуть чинити й окремі органічні сполуки. Оскільки лімітуючу дію на темпи росту риб спричиняють сполуки Нітрогену, за рахунок розбавлення підживлювальною водою накопичення органічних сполук до небезпечного рівня зазвичай не спостерігається.

1.3.2.2. Теоретичні основи видалення сполук Нітрогену. Шляхи трансформації сполук Нітрогену у біосфері (рис.1.9), дозволяють визначити найбільш раціональні біотехнології вилучення їх із оборотної води рибницьких господарств із замкнутим водозабезпеченням.

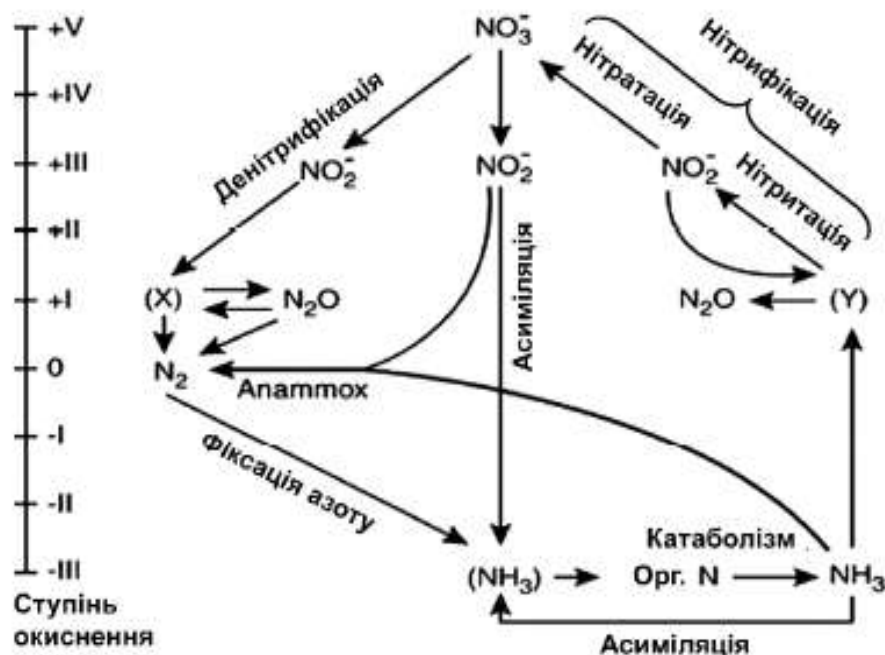


Рис. 1.9. Цикл Нітрогену в межах водного середовища [87].

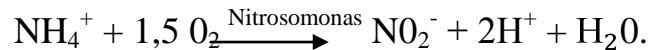
Оскільки в процесі метаболізму рибами виділяється рідкий аміак, який у воді частково перетворюється у йонізовану форму амоній-йону, саме така форма Нітрогену формує первинне забруднення води УЗВ.

Біотехнологія трансформації та видалення із води сполук Нітрогену нітробактеріями може бути реалізована декількома альтернативними шляхами,

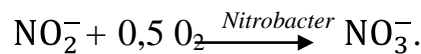
відмінності яких полягатимуть у особливостях метаболізму різних груп бактерій. Як зазначено у порівняльній характеристиці трансформації нітрогенмістких сполук в біохімічних процесах [88], дисиміляцію Нітрогену за участю бактерій різних груп характеризують послідовним переходом з однієї форми в іншу без їх вилучення з води.

Відповідно до узагальнень, приведених в [2, 30, 89-95], для прісноводних УЗВ найбільш поширеними біотехнологіями вилучення сполук Нітрогену є аеробна нітрифікація автотрофними групами нітробактерій з подальшою денітрифікацією у аноксидних умовах гетеротрофними бактеріями. Для морських УЗВ, окрім зазначеної комбінації, також використовують денітрифікацію шляхом автотрофної сульфат-редукції та окиснення амонію в анаеробних умовах анамокс-бактеріями [94-96].

Нітрифікація є двохетапним процесом перетворення амонію NH_4^+ в нітриту NO_2^- , а нітритів – у нітрати NO_3^- . Перший етап цього процесу здійснюють автотрофні бактерії роду *Nitrosomonas*, які в присутності кисню здатні окиснювати амоній до нітриту зі споживанням енергії близько 270 кДж / моль [52]:



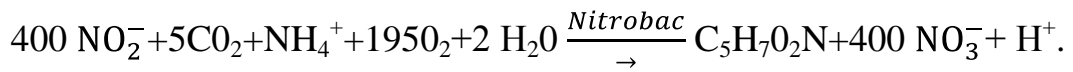
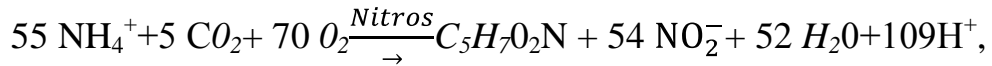
Другий етап нітрифікації – окиснення нітритів до нітратів здійснюють бактерії роду *Nitrobacter* з виділенням енергії в кількості 73 Дж/моль:



Реакції нітрифікації йдуть при значному споживанні кисню. Потреба для окиснення 1 кг $\text{NH}_3^+\text{-N}$ до $\text{NO}_2^-\text{-N}$ складає 3,43 кг кисню. Перетворення 1кг $\text{NO}_2^-\text{-N}$ в $\text{NO}_3^-\text{-N}$ потребує 1,14 кг кисню. Всього на нітрифікацію 1 кг $\text{NH}_3^+\text{-N}$ втрачається 4,57 кг кисню.

Рівняння нітрифікації описують хімічні реакції, що використовують бактерії для отримання енергії. Бактерії утилізують цю енергію, вуглекислий газ і кисень для продукування органічних сполук, необхідних для росту клітин і обміну речовин. Нижче наведено рівняння, що описують синтез речовин

клітини:



В процесі окиснення амонію до нітрату продукуються йони водню, процес супроводжується зниженням значення рН, що потребує відповідної стабілізації параметрів водного середовища.

Нитрифікуючу потужність біофільтрів, завантажених інертним субстратом, оцінюють за питомою нитрифікуючою здатністю ($K_{\text{NH}_4^+}$) з розрахунку на одиницю площі субстрату в кг $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{м}^2$ на добу. Питома нитрифікуюча здатність фільтра пропорційно пов'язана з питомим навантаженням за амонійним Нітрогеном на фільтр:

$$K_{\text{NH}_4} = \alpha_{\text{NH}_4} \cdot \text{HA}_{\text{NH}_4}, \quad (1.14)$$

де $\alpha_{\text{NH}_4^+}$ – коефіцієнт, що залежить від конструктивних особливостей біофільтра (табл. 1.6).

Лінійна залежність рівняння очисної потужності біофільтра за амонійним Нітрогеном буде спостерігатись лише у вузькому діапазоні навантажень, для біофільтра з постійно регенеруючим завантаженням згідно окремих досліджень – до $0,45 \text{ г NH}_4^+\text{-N}/\text{м}^2$ на добу [54].

З урахуванням температурної залежності нитрифікуючої здатності біоценозу рівняння 1.14 отримає вигляд:

$$K_{\text{NH}_4} = \alpha_{\text{NH}_4} \cdot 1,143^{(T-20)} \cdot \text{HA}_{\text{NH}_4}. \quad (1.15)$$

На процес нитрифікації чинить вплив також значення рН. За даними [52], максимальну швидкість окиснення спостерігали в діапазоні рН від 7 до 9. Можливе зниження рН – до 5. У цьому випадку протягом 10 діб окиснювальна здатність фільтра відновлюється до максимального значення. При зниженні рН середовища до 5,5 окиснювальна здатність не відновлюється до колишніх розмірів. Експлуатацію біофільтра в складі рибоводної установки вважають

можливою при рН 5,5-6,0 з урахуванням ефекту зниження нітрифікуючої здатності біоценозу [54].

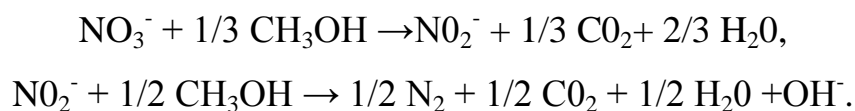
Нітроген, що в процесі нітрифікації був трансформований у нітрати, не проявляє гострої токсичної дії на рибу, як аміак та нітрити. Але, оскільки нітрати є кінцевим продуктом процесу нітрифікації, з кожним оборотом їх кількість буде зростати. Таким чином, у певний момент концентрація нітратів досягне максимально допустимого рівня, що унеможливить процес повторного використання води для вирощування риби. Єдиним рішенням у такому випадку є скид частини забрудненої води та розбавлення її відповідною кількістю підживлювальної води з природного джерела водопостачання. Згідно з даними [19], добовий обсяг скидної води у такому випадку має становити не менше 5-10% від загального об'єму води у господарстві. Тому концентрації нітратів у таких системах УЗВ визначали частку рециркуляції [92]. Необхідність проведення денітрифікації в умовах замкнутого контуру УЗВ обґрунтована у роботах багатьох дослідників, як з екологічної, так і з економічної точки зору [25, 26, 90, 94, 95].

Попри те, що дослідженню процесів денітрифікації у рибницьких установках із замкнутим водозабезпеченням було приділено увагу ще у 70-х роках минулого століття [91, 96, 97], актуальності це питання набуло лише з переглядом уявлень щодо впливу на рибу нітратів та появою у Європі більш жорстких нормативів стосовно вмісту Нітрогену у скидних стічних водах. Попри те, що окремими авторами [2] допустимим вважали рівень нітратів в межах 90-100 мг/дм³, у результаті експериментальних досліджень виявили негативний вплив на темпи росту риби таких концентрацій [27, 30, 58-61, 98]. Тому в окремих роботах при високому рівні повторного використання води у господарстві (95-98%) рекомендують підтримувати концентрації Нітратів у циркуляційній воді в межах 10 мг/дм³ [99].

Згідно розрахунків [26], система тепловодної УЗВ з нітрифікатором буде характеризуватись зменшенням собівартості продукції на 10% порівняно з аналогічною УЗВ без блоку денітрифікації. Як зазначено авторами, економія

досягається за рахунок зниження витрат на підігрів підживлювальної води, її перекачування з природного джерела водопостачання та водопідготовку. Частка повторно використаної води у окремих господарствах, у блок очистки води яких включено денітрифікатор, може досягати 99% [94]. Водночас, навіть ефективна реалізація процесів денітрифікації не гарантує можливості суттєвого збільшення частки повторно використаної води, адже окрім нітратів у циркуляційній воді УЗВ накопичуються органічні сполуки, що важко окиснюються, гумінові кислоти та інші інгібітори росту риб.

Процес денітрифікації, який здійснюється анаеробними гетеротрофними бактеріями *Pseudomonas aeruginosa* та *Paracoccus denitrificans*, відбувається у біореакторах з рухомим або нерухомим інертним носієм. Це двоступеневий процес, в якому в якості джерела вуглецю використовують метанол [52]:



Для повного перетворення 1 кг $\text{NO}_3^- \text{-N}$ в N_2 необхідно 1,9 кг метанола. Відсутність достатньої кількості метанолу для завершення процесу денітрифікації збільшує вміст нітриту NO_2^- в воді. Органічна речовина, необхідна для процесу денітрифікації, може надходити разом із твердими домішками, що затримуються у відстійнику після біофільтра. Але практика використання внутрішнього джерела Карбону засвідчила доволі низьку ефективність денітрифікації та появу додаткових проблемних аспектів при очищенні води.

Хоча [52] показано, що денітрифікація може йти при концентраціях кисню до 1 мг/дм^3 , в анаеробних умовах вона протікає значно інтенсивніше. Також окремими авторами наголошено, що процеси денітрифікації частково можуть відбуватись у спорудах, призначених для забезпечення інших процесів. В аеробних умовах інтенсивність денітрифікації значною мірою визначається співвідношенням NO_3^-/O_2 . Експериментально доведено, що в біоплівці, взятій з відстійника за біофільтром, йдуть процеси, що супроводжуються залуженням

середовища з підвищенням рН, тобто процеси денітрифікації.

Процес денітрифікації можуть здійснювати різні групи бактерій: факультативні, анаеробні, гетеротрофні. На швидкість протікання процесу денітрифікації впливають рН і температура води. Швидкість денітрифікації максимальна в діапазоні рН 6,5-7,5, в багатьох випадках цей діапазон може бути розширений до значень рН 6-8 [52].

Температурна залежність швидкості денітрифікації описується наступним рівнянням [52]:

$$K_D = 3,195 \cdot 10^{11} e^{-16.8/RT}, \quad (1.16)$$

де K_D – константа денітрифікації;

R - універсальна газова стала, кКал/(г·моль·К),

T - абсолютна температура в градусах Кельвіна.

Експериментально отримані значення K_D для денітрифікаторів з різними субстратами дорівнюють 2,32 гNO₃⁻-N/(м² · доб) при 14°C, а при 27°C дорівнює 3,56 гNO₃⁻-N/(м² · доб) [12]. Попри те, що температурний режим тепловодних УЗВ забезпечує найвищу інтенсивність денітрифікації, ефективність реалізації даного процесу обмежена необхідністю застосування реагентів, тривалістю самого процесу та можливістю перебігу процесу у зворотному напрямку.

1.3.2.3. Технічні аспекти реалізації процесів нітрифікації-денітрифікації в умовах очисних споруд УЗВ. Реалізація процесів нітрифікації, які мають відбуватись у аеробних умовах, найбільш ефективна при використанні біореакторів з іммобілізованими на інертному субстраті мікроорганізмами. Згідно проведених досліджень, у прикріпленому стані більшість бактерій характеризують значно вищою активністю, ніж у плаваючому (100-102).

Особливості нітрифікації при очищенні забрудненої води прісноводних та морських аквасистем детально описано у роботах [30, 98, 102-108]. Оскільки при очищенні води у будь-якому біореакторі відбувається формування складного біоценозу, необхідно враховувати, що паралельно з нітрифікацією у споруді протікатимуть й інші процеси. Склад біоценозу споруди буде залежати від її конструктивних особливостей, гідравлічного режиму та складу і характеристик домішок забрудненої води. Тому у біофільтрах різних конструкцій, що працюють в якості першого ступеня очищення технологічної води УЗВ, здатні розвиватись мікроорганізми, які розкладають розчинені органічні сполуки та сполуки Нітрогену у різних його формах [107-108], а також і нерозчинені забруднення [109]. На відміну від трансформації органічних сполук, до якої може долучатись широкий спектр мікроорганізмів біоценозу (бактерії, гриби, водорості та ін.), нітритацію та нітратацію здійснює вузька група хемолітоавтотрофних аеробних бактерій [92,104]. Таким чином, характеризуючи дану систему як комплекс очисних агентів, необхідно зауважити, що структура і видове різноманіття гетерогенної мікрофлори, яка забезпечує мінералізацію органічних сполук, буде залежати від багатьох параметрів роботи біореактора. Водночас, для розвитку і функціонування у складі такої біоплівки вказаних вище груп нітробактерій, відповідальних за нітрифікацію у біофільтрі, необхідно забезпечити ряд умов. Як зазначено у роботі [110], нітрифікація у біологічному фільтрі пов'язана із фізичними, хімічними та біологічними чинниками і керована рядом абіотичних параметрів. Окремі з них досліджено достатньо детально, інші потребують більш глибокого

вивчення й аналізу. Умовний поділ таких параметрів на ті, що можна підтримувати в заданому діапазоні, та ті, що змінювати в умовах УЗВ нерационально, дозволяє визначити межі керованості процесів біологічного очищення води. Біологічні чинники пов'язані складною екосистемою біоценозу біофільтра, тому цілком очевидним є факт взаємного впливу різних груп мікроорганізмів. Можливість контролювати та цілеспрямовано змінювати структуру мікробіоти виглядає малоймовірною, адже вона формуватиметься під дією декількох основних факторів: пристосованості окремих груп до складу забрудненої води, конструкції та інертного носія споруди, гідравлічного режиму. Оскільки основна частина органічних сполук відноситься до легкоокиснюваних, при очищенні такої води у біофільтрі створюються сприятливі умови для розвитку гетеротрофної мікрофлори. Тому при очищенні забрудненої води УЗВ значно більшу увагу приділяють протіканню процесів нітрифікації. Тому серед сучасних конструкцій біофільтрів (рис. 1.10) при реалізації технології нітрифікації найбільшого поширення здобули ті, що характеризуються вищою очисною потужністю за Нітрогеном та характеризуються надійністю у роботі.

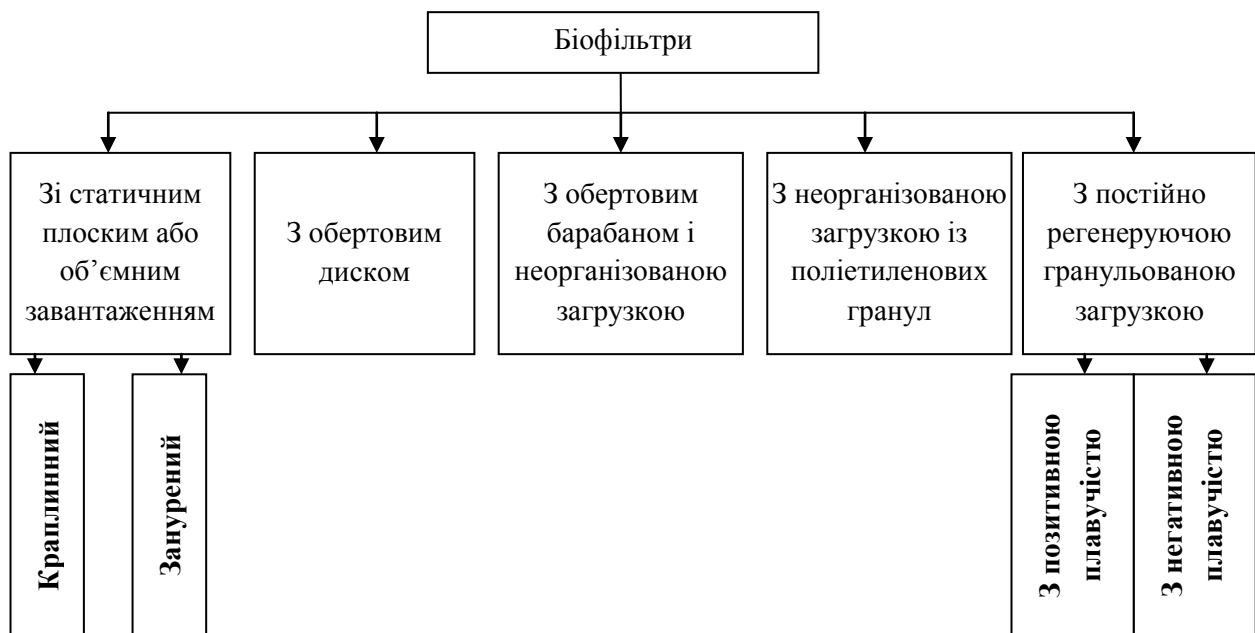


Рис. 1.10. Класифікація біофільтрів, які використовують для очищення оборотної води УЗВ [12].

В умовах очищення забрудненої оборотної води УЗВ досліджували вплив на ефективність нітрифікації у біофільтрі наступних параметрів: температури [111,112], органічних сполук [107, 113,114], завислих речовин [107,115], розчиненого кисню та рН [111]. Найбільш однозначні висновки отримано щодо механізму впливу на процеси нітрифікації концентрації завислих речовин: накопичення нерозчинених органічних сполук у тілі біофільтра призводить до суттєвої зміни структури біоплівки [107] та сприяє розвитку гетеротрофних мікроорганізмів [116, 117]. Пригніченню нітрифікуючої мікрофлори у даному випадку сприяють взаємопов'язані фактори – при високому співвідношенні C/N гетеротрофні організми, що характеризуються більш високими темпами росту, розміщуються у верхньому шарі біоплівки та стають ефективним бар'єром на шляху дифузії у нижні шари кисню та амоній-йону [107]. Як наслідок, автотрофна мікрофлора опиняється в умовах дефіциту поживних речовин, а інтенсивний розвиток автотрофів зумовлює зростання споживання кисню на процеси мінералізації. Мінералізація Нітрогену, що входить до складу протеїнів, супроводжується додатковим виділенням амонію та практично повним припиненням процесів нітрифікації.

Таблиця 1.7.

Ефективність нітрифікації у біофільтрах різних конструкцій.

Вид споруди	Очисна потужність за N, г/(м ² ·доб)	Вартість очищення, євро/кг	Джерело
1	2	3	4
Обертовий біологічний контактор	0,19-0,79	1,143	118,119
Дисковий обертовий фільтр	0,5	д.в.	120
Краплинний фільтр	0,24-0,64	1,036	121-123
Затоплений фільтр	0,3-0,6	0,503	124
Фільтр з псевдозрідженим шаром	0,24	0,198	118

Позитивними ефектом протікання процесів денітрифікації у контурі УЗВ, окрім видалення нітратів, є видалення сполук Фосфору [94,125], підвищення рівня рН та лужності [94, 126, 127]. Згідно результатів досліджень та теоретичних обґрунтувань [26, 50], у процесі денітрифікації фосфати можуть бути видалені з оборотної води практично повністю (ефекти очищення залежно від 90%). Одночасно із позитивним внеском денітрифікації у процеси вилучення з оборотної води УЗВ сполук Нітрогену виникає ряд чинників, які в межах замкнутої рибницької установки потребують ретельного контролю. Найбільш небезпечними побічним продуктом, що може утворюватись у денітрифікаторі, є сірководень [95]. Також існує ризик неповного протікання процесів денітрифікації та надходження у воду нітритів [95]. В якості поживного субстрату у реактор необхідно вносити джерело органічного карбону. Якщо використовують екзогенний карбон: метанол, етанол, крохмаль, глюкозу, оцтову кислоту [91, 128-131], створюється небезпека надходження у технологічну воду не використаного бактеріями субстрату та отруєння риб. Окрім того, використання таких реагентів відображається на вартості обробки води, потребує утримання їх у складських приміщеннях. У зв'язку із даними проблемними аспектами окремі автори досліджували ефективність використання осадів, що утворюються в процесі механічного та біологічного очищення, в якості поживного субстрату для денітрифікуючих бактерій [121, 132-136]. Темпи нітрифікації при використанні екзогенних джерел вуглецю значно вищі [137], позитивними сторонами такого технологічного кроку є суттєве зменшення кількості утворених осадів, відсутність залежності від реагентів [136]. Одним із альтернативних шляхів зменшення ризику потрапляння метанолу або інших субстратів для денітрифікації є використання біополімерів в якості носія біоплівки та одночасно нерозчинного у воді джерела Карбону [126, 138]. Така технологія забезпечує використання бактеріями лише необхідної кількості Карбону та не створює загрози для риб. Попри доволі високу ефективність денітрифікації у досліджуваній установці та простоту

апаратного оформлення [126], дана технологія не здобула поширення через високу вартість біополімерів.

Схема причинно-наслідкового зв'язку властивостей забруднень оборотної води та особливостей реалізації технології нітри-денітрифікації при видаленні з неї сполук Нітрогену та Фосфору (рис. 1.11) дозволяє визначити основні її недоліки та негативні наслідки, що відображаються на вартості очищення.

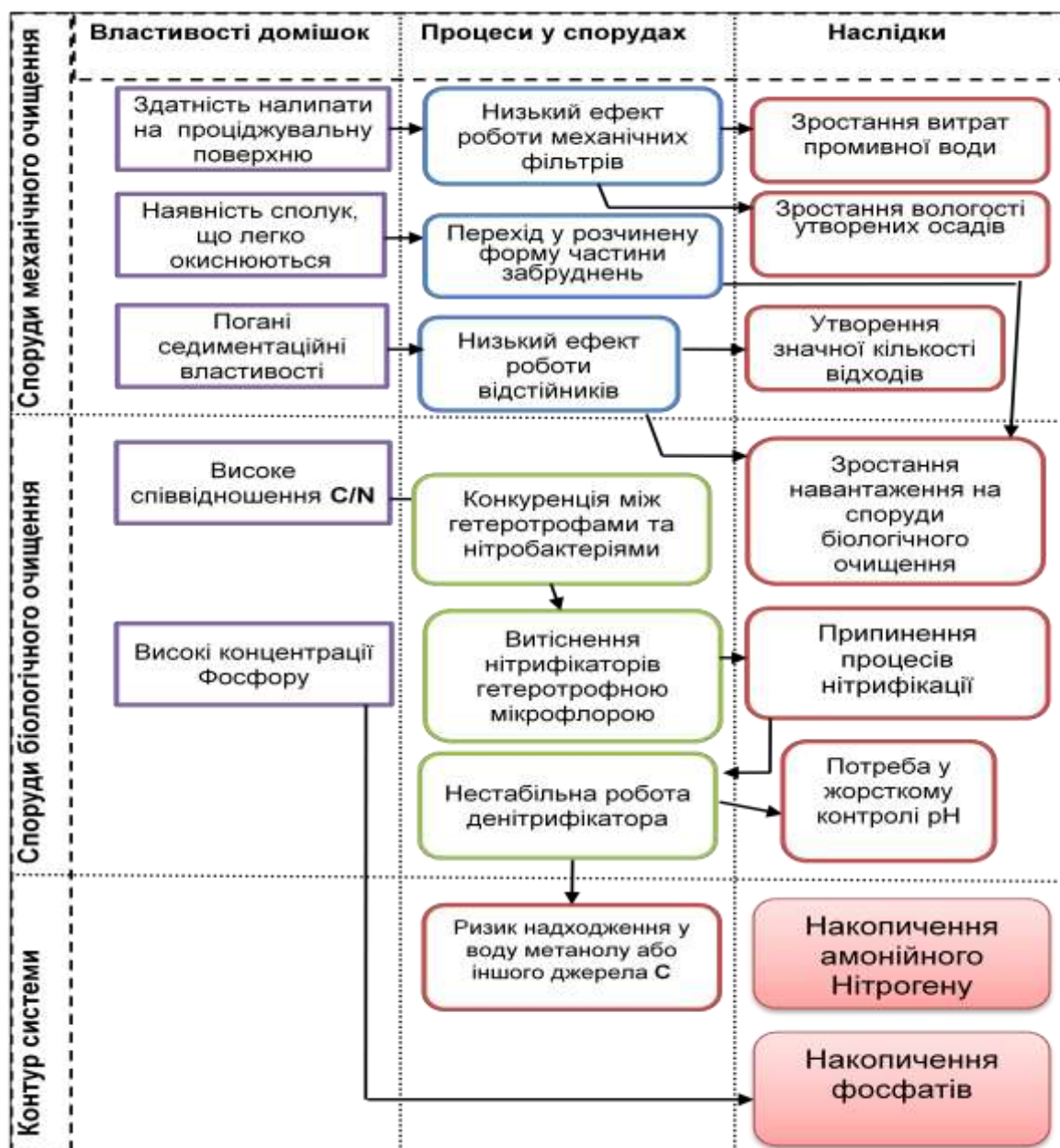


Рис. 1.11. Причинно-наслідковий зв'язок властивостей домішок оборотної води та проблемних аспектів реалізації технології нітри-денітрифікації в умовах УЗВ.

1.4. Аналіз основних напрямків вдосконалення споруд біологічного очищення та інтенсифікації існуючих технологій водоочищення УЗВ та СОВ

Системні проблеми, що виникають при реалізації технології нітрифікації в умовах УЗВ, спонукають до пошуку альтернативних рішень видалення основних лімітуючих забруднень з оборотної води. Частину з них можна назвати технічними, оскільки вони зводяться до спроб оптимізувати гідравлічний режим споруд, вдосконалити існуючі конструкції або знайти кращий інертний субстрат для протікання зазначених процесів нітрифікації з наступною денітрифікацією. Також до таких рішень можна віднести часткову корекцію показників забрудненої води з метою підвищення інтенсивності протікання зазначених процесів. Яскравим прикладом технічних рішень, пов'язаних із спробами підвищити ефективність очищення оборотної води у біофільтрах-нітрифікаторах були пропозиції щодо забезпечення рециркуляції потоків в межах очисного контуру та влаштування додаткової аерації [31]. Попри зростання ступеня видалення амонійного Нітрогену внаслідок його часткової віддувки в процесі барботажної аерації та зростання тривалості контакту забрудненої води з біоплівкою біореакторів, економічна доцільність нововведень залишається сумнівною.

Підвищення ефекту видалення нерозчинених домішок на етапі попереднього механічного очищення є вагомим чинником, що потенційно призведе до підвищення ефективності нітрифікації. По-перше, за таких умов суттєво знизиться співвідношення C/N , що покращить умови для розвитку нітробактерій в конкурентній боротьбі з гетеротрофною мікрофлорою. Також пропорційно знизиться й рівень вторинного забруднення води внаслідок амоніфікації дрібнодисперсних органічних часток. Водночас, характеристики нерозчинених домішок не дозволяють забезпечити високу ефективність їх видалення у спорудах механічного очищення.

Окремої уваги заслуговує аналіз реалізації технології автотрофної денітрифікації у рибницьких установках із замкнутим водозабезпеченням.

Процеси автотрофної денітрифікації відбуваються у морській воді завдяки специфічній мікрофлорі: *Thiomicrosporia denitrificans*, *Thiothrix disciformis*, *Rhodobacter litoralis*, *Hydrogenophaga sp.* [89]. У морських системах з вирощування риби вона дозволяє запобігти накопиченню у воді сульфідів [139-141], забезпечує одночасне видалення з води фосфатів. Також до переваг даного методу відносять відносно низький приріст біомаси у денітрифікаторі та можливість ефективної трансформації сполук Нітрогену без подачі у реактор органічних сполук. Дослідження паралельного протікання автотрофної та гетеротрофної денітрифікації у морських системах присвячено роботи [92,142].

Аналіз процесів трансформації сполук Нітрогену, що відбуваються у біофільтрі, дозволив стверджувати, що паралельно із нітрифікацією амонійного Нітрогену та мінералізацією органічних сполук у нижніх шарах біоплівки і в зонах фільтра із аноксидними умовами можуть перебігати процеси денітрифікації, - таке явище було назване «пасивною денітрифікацією» [23, 143-145]. Реальний внесок денітрифікуючої мікрофлори у процеси трансформації Нітрогену в біофільтрі оцінити доволі важко, адже гетеротрофна мікрофлора біоплівки, що окиснює сорбовані органічні сполуки, у процесі їх мінералізації виділяє амонійний Нітроген. В цілому, за даними [23], у досліджуваній системі спостерігали зниження загального Нітрогену на 9-21%.

Відкриття процесу анаеробного окиснення амонію нітритом з утворенням молекулярного азоту, що забезпечується групою специфічних автотрофних бактерій, також може стати одним з пояснень причин так званої пасивної денітрифікації. Механізми та переваги ANAMMOX-процесу у порівнянні з нітри-денітрифікацією досліджено у роботах [146-149]. Зараз відомо, як мінімум, три групи бактерій, що забезпечують ANAMMOX процес: *Brocadia*, *Kuenenia* і *Scalindua* [150, 151]. Описані механізми даного процесу та необхідне апаратне забезпечення [152-153] дозволяють реалізувати їх в умовах УЗВ. В якості інертного субстрату для іммобілізації можуть бути використані різноманітні матеріали, запропоновані в технологіях очищення господарсько-побутових та промислових стічних вод [154-160].

Попередні експериментальні дослідження на пілотних установках підтвердили можливість використання у рибницьких господарствах з замкнутим водопостачанням ANAMMOX-процесу як альтернативи денітрифікації [161]. Основними обмеженнями використання даного процесу при очищенні оборотної води УЗВ від сполук Нітрогену є вкрай низькі темпи росту даних бактерій, внаслідок чого існує ризик їх витіснення з реактора гетеротрофними мікроорганізмами [131]. Тому попри оптимістичні повідомлення про перспективність реалізації даних процесів при очищенні господарсько-побутових та виробничих стічних вод [162, 163] та спроби їх реалізації у аквакультури [93, 94, 164, 165], окремі автори вказують на основні обмежуючі фактори: низькі концентрації амонійного Нітрогену у циркуляційній воді [166], високе співвідношення С/Н у воді УЗВ, чутливість анамокс-бактерій до органічних кислот.

Необхідність контролю концентрації сполук Фосфору у циркуляційній воді УЗВ пов'язана із включенням у блок очищення споруд з денітрифікації. Трансформація нітратів у вільний азот дозволила збільшити частку повторно використаної води у господарстві до 90% і більше. Внаслідок цього низька ефективність очищення від сполук фосфору, яка раніше була компенсована скиданням значної частини забрудненої води та розбавленням її водою з природного джерела водопостачання, стала наступним проблемним питанням ефективного вирощування риб в УЗВ. Увага до процесів трансформації та вилучення сполук фосфору пов'язана також із тим, що скид фосформістких відходів у природні водойми спричинює вкрай негативні екологічні наслідки. Актуальність розробки раціональних та енергоощадливих схем трансформації даного елемента обґрунтована також сучасними підходами до утилізації фосформістких сполук.

Як було зазначено у п.1.2., основна частина сполук Фосфору надходить у воду у вигляді твердих продуктів обміну риб, причому до 20% з них протягом декількох годин може перейти у розчинену форму. Ефективність видалення нерозчинених сполук фосфору прямопропорційно залежить від ефекту

затримки твердих забруднень у спорудах механічного очищення та тривалості контакту таких забруднень із водою. Розчинені фосфати, що становлять 10-20% від загальної кількості сполук Фосфору, мають тенденцію до накопичення у циркуляційній воді УЗВ, чим створюють загрозу для риб. Попри те, що фосфати не проявляють гострої токсичної дії на риб, у роботі [47] зазначено негативний вплив високих концентрацій фосфатів може проявлятися на ранніх етапах розвитку риб. Зростання концентрації сполук Фосфору у циркуляційній воді до 20 мг/дм³ і більше приводить до уповільнення темпів росту риб, зниження ефективності засвоєння кормів. Більш гостро ці проблеми проявляються у рибницьких господарствах із солоною водою.

Відповідно до аналітичних розрахунків потенційного навантаження на блок очищення води при вирощуванні форелі [128] концентрація розчинених сполук Фосфору у воді на виході з басейнів може коливатись в межах 0,9-2 мг/дм³. Залежно від ефекту видалення твердих забруднень у спорудах механічного очищення, часу перебування забрудненої води у накопичувачах та відстійниках концентрація розчинених фосфатів може зрости на 20% за рахунок розчинення у воді твердих фосформістких сполук. Таким чином можна прогнозувати, що концентрація фосфатів у забрудненій воді форелевих господарств становитиме 1-2,5 мг/дм³.

Викладені у результатах окремих досліджень дані стосовно ефективності видалення розчинених сполук фосфору у біофільтрах-нітрифікаторах та денітрифікаторах виявляються достатньо суперечливими, але в цілому вони підтверджують невисокі ефекти очищення за даними забрудненнями. Згідно сучасних уявлень про механізм накопичення поліфосфатів у клітинах фосфоракумулюючих організмів (ФАО) для забезпеченні вилучення фосфатів необхідною є організація чергування анаеробних та аеробних умов, а також відсутність нітратів в анаеробній фазі [167]. За такою технологією анаеробний реактор може бути використано на першій стадії або в середині процесу (рис. 1.12). Через порівняно невисокі концентрації органічних забруднень при очищенні оборотної води УЗВ ефективність організації таких послідовних умов

буде вкрай низькою. До того ж, включення у блок очищення води додаткових споруд суттєво вплине на вартість очищення.

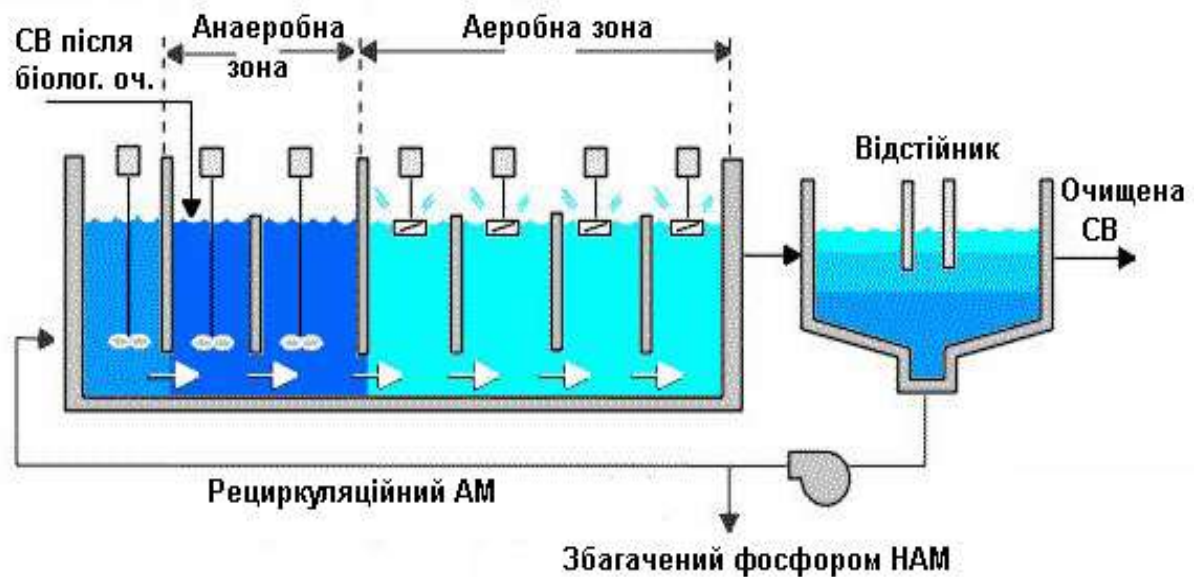


Рис. 1.12. Типова схема очищення стічних вод від фосфатів.

Попри теоретичну ймовірність розвитку у аеробному біореакторі будь-якої з груп ФАО, динаміка акумулювання поліфосфатів буде обмежена також концентрацією низькомолекулярних жирних кислот.

Окрім того, як зазначено в [168] анаеробна фаза в якості першого етапу необхідна для здійснення селекції фосфоракумулюючих бактерій, що у умовах очищення циркуляційної води робити нераціонально. Таким чином можна констатувати, що кількість видаленого фосфору буде пропорційною приросту мікробної складової у біореакторі. За умови помірної нітрифікації у споруді накопичений мікроорганізмами Фосфор може знову перейти у розчинену форму у разі, якщо використовується технологія зневоднення осадів. Тому представлені у [45, 125, 169] результати трансформації та видалення розчинених сполук Фосфору лише підтверджують відносно низькі темпи протікання процесів акумуляції, чутливість процесу до зміни умов та низький рівень керованості.

Використання реагентних методів доочищення для підвищення ефективності видалення сполук фосфору біологічними методами (рис. 1.13), яке часто зустрічається у практиці очищення господарсько-побутових та промислових стічних вод, в умовах відновлення якості води УЗВ характеризується сумнівною доцільністю. По-перше, використання реагентів створює потенційну небезпеку для риб. Також негативними сторонами реагентних методів є їх висока вартість, утворення значної кількості відходів та обмеження у використанні утворених осадів в якості добрив у сільському господарстві.

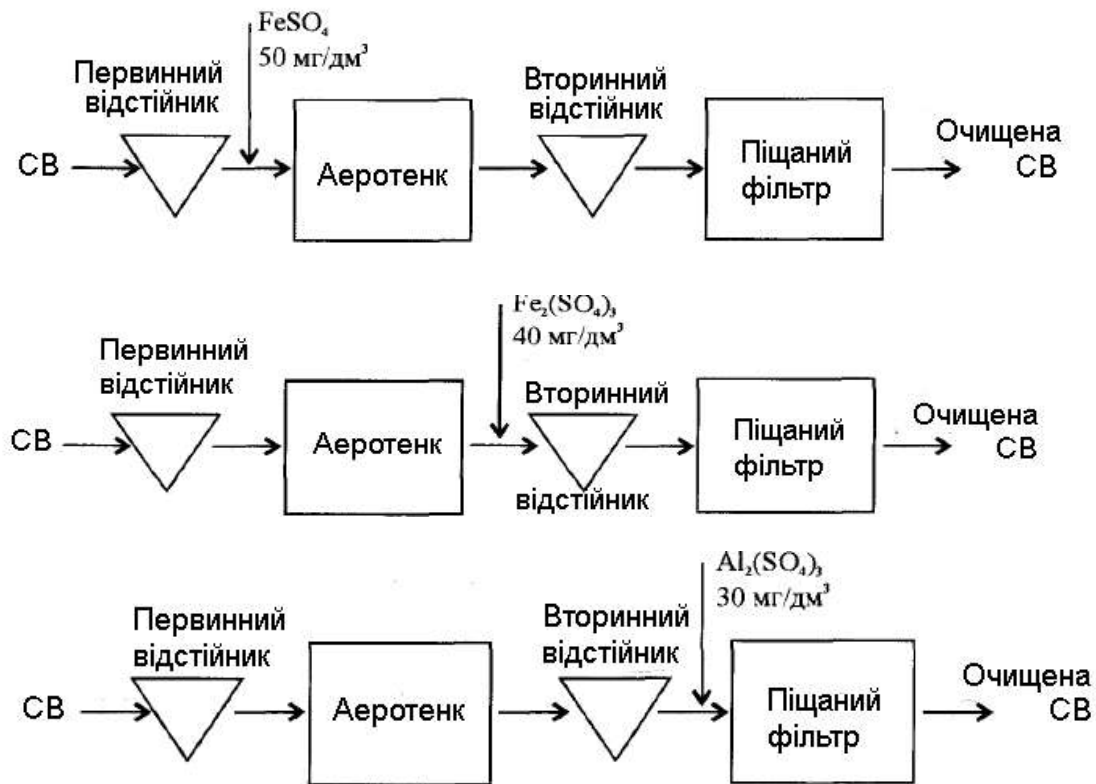


Рис. 1.13. Типові схеми комбінованого очищення стічних вод від фосфатів

Тому попри окремі повідомлення про можливість використання комбінованих методів для очищення від розчинених сполук Фосфору [48], такі технології не здобули поширення у практиці очищення води УЗВ.

В процесі очищення циркуляційної води сполуки Фосфору, як потенційно цінного компонента кормів перетворюються у відходи, що потребують утилізації. Видалений у спорудах механічного очищення зв'язаний у

важкорозчинні сполуки Фосфор може становити 70-90% від загального навантаження за даним забрудненням. Ефективність видалення сполук Фосфору у процесі акумуляції їх в клітинах ФАО обмежена багатьма чинниками. Розчинені фосфати частково акумулюються у клітинах мікроорганізмів біореакторів (біофільтрів-нітрифікаторів або денітрифікаторів), але у процесі відокремлення винесеної з біореактора твердої фази вони здатні переходити назад у розчинену форму. Таким чином, розчинені фосфати в основній масі не видаляються з оборотної води у процесі проходження нітрифікації-денітрифікації. Незначна частина фосфатів, переведених у біомасу мікроорганізмів біореакторів, що може становити 20-35 % від загальної їх кількості, стає обмежуючим фактором при використанні надмулової води після зневоднення утворених у процесі біологічного очищення осадів.

Низька ефективність очищення від сполук Фосфору у очисних спорудах оборотної води УЗВ, що працюють за традиційною технологією, стає одним з додаткових аргументів на користь використання дрібновічкових сіток в процесі механічного очищення. У такому разі суттєво збільшується частка затриманих у механічних фільтрах сполук фосфору (з 20 до 43% при порівнянні фільтрів з розмірами вічка у 100 мкм та 30 мкм відповідно). Водночас, у такому випадку пропорційно зростає кількість утворених осадів, що потребують зневоднення та стабілізації, збільшуються питомі витрати на відновлення якості води.

В умовах інтенсивного вирощування риби та рибицької продукції та економічної доцільності збільшувати обсяги виробництва виникає об'єктивна потреба у пропорційному збільшенні потужності блоку відновлення якості води. Порівняно низька очисна потужність технології нітри-денітрифікації у такому разі буде причиною необхідності збільшувати об'єми споруд біологічного очищення, що в цілому приведе до необхідності виділення значних площ під очисні споруди, зростання собівартості вирощеної продукції. Досвід використання для видалення сполук Нітрогену з оборотної води УЗВ класичних технологій, що застосовують при очищенні концентрованих господарсько-побутових та промислових стічних вод, підтвердив їх низьку ефективність при

реалізації в межах рибницьких господарств. У таких країнах, як Китай, Тайвань та Індонезія розвитку альтернативних шляхів очищення забрудненої води рибницьких господарств індустріального типу сприяли кліматичні особливості окремих регіонів та економічна доцільність зменшення витрат на відновлення якості води. Особливості клімату даних країн дозволяють забезпечувати в окремих регіонах очищення води рибницьких комплексів у природних умовах. Основну роль у них відіграватимуть рослини, - як водорості, так і вищі повітряно-водні, занурені та плаваючі. Більшість результатів наукових досліджень підтверджують можливість ефективного очищення забрудненої у рибницьких басейнах води. Перевагами такого методу є зниження витрат на аерацію та перекачування води, відпадає потреба у введенні метанолу чи інших джерел Карбону для проходження денітрифікації.

Водночас, кліматичні умови більшості країн Європи, залежність інтенсивності процесів очищення від природних явищ та низька керованість процесами очищення води не дозволяють розглядати такі методи як повноцінну альтернативу очищенню води у замкнутому контурі УЗВ. Здебільшого, очищення води у таких умовах передбачають для господарств, що працюють як системи з оборотним водопостачанням (COB) та характеризуються значно більшими обсягами водоспоживання порівняно з УЗВ. У більшості випадків в природних умовах передбачають лише стабілізацію утворених відходів з подальшим їх використанням в якості добрив [10, 170]. Попри пропозиції окремих авторів додавати утворені осади до кормових сумішей для риб [171-173], або як джерело Карбону для у процесах денітрифікації, вони не знайшли застосування у сучасних УЗВ, що вочевидь підтверджує їх сумнівну доцільність. У разі ж обробки осадів, що утворюються при очищенні оборотної води потужних рибницьких комплексів, виникає гостра необхідність інтенсифікації процесів зневоднення, яка може бути досягнута лише за рахунок комплексного використання флокулянта та коагулянта [174]. Попри зазначену доцільність використання сульфату алюмінію як найбільш економічно вигідного коагулянта та забезпечення первинної задачі щодо зменшення

надходження у оборотну воду біогенних елементів з утворених осаdів, такі осади можуть бути використані лише для технічних культур. Зокрема, залишиться відкритим й питання забруднення земельних ресурсів.

Особливої уваги заслуговує досвід використання методів біологічного очищення у природних умовах для глибокого очищення від біогенних елементів господарсько-побутових стічних вод та стоків агропромислових комплексів. Завдяки асиміляційній активності водних та повітряно-водних рослин, що культивуються у ветландах (мочарах), забезпечується очищення води від основних форм Нітрогену та Фосфору [175-177]. Важливою умовою для ефективного протікання процесів біологічного очищення в таких спорудах є сприятливі погодні умови. Тому найбільшого поширення такий метод здобув у країнах Азії, зокрема для обробки стоків тваринницьких та птахівницьких комплексів [178].

Вочевидь, що за сприятливих погодних умов при очищенні забрудненої біогенними елементами води рибницьких господарств ефективність таких методів за сприятливих погодних умов має бути достатньо високою. Перспективність очищення забрудненої води індустріальних рибницьких господарств у ветландах обґрунтовано у багатьох роботах [179-193], де передбачено очищення оборотної води прісноводних та солонуватоводних комплексів з використанням рослин різних екологічних груп.

У ветландах одночасно відбувається ряд біохімічних процесів: осідання завислих речовин із їх наступною трансформацією мікрофлорою; асиміляція розчинених сполук Нітрогену та Фосфору рослинами; видалення розчинених органічних забруднень комплексним біоценозом споруди, де залежно від створених умов долучаються водні гриби, водорості, аеробна та анаеробна мікрофлора [176]. Глибина очищення від біогенних елементів і органічних сполук, динаміка процесів, а також основні шляхи трансформації забруднень будуть визначатись структурою біоценозу мочар, природними чинниками, а також часом перебування води у споруді [177]. Якість води у штучно створеній екосистемі ветландів є результатом взаємодії окремих груп гідробіонтів, що

долучаються до процесів очищення води. Оскільки в умовах неглибоких водойм з повільною течією води створюються сприятливі умови для розвитку повітряно-водних та плаваючих рослин, у більшості наукових робіт саме їм приділено основну увагу [180, 185, 194]. На основі аналізу асиміляційного потенціалу окремих видів при очищенні стічних вод запропоновано найбільш стійкі та перспективні в якості очисних агентів види [177]. У певних масштабах до процесів очищення можуть долучитись нітробактерії, гриби, водорості. Роль у трансформації органічних сполук такої біоти у складі перифітону або у формі планктону висвітлено у роботах [30, 176, 194, 195].

Досвід експлуатації ветландів підтверджує тенденцію до накопичення на дні нерозчинених забруднень та мінералізованих сполук, внаслідок чого інтенсивність процесів очищення суттєво уповільнюється. Згідно більшості рекомендацій, обов'язковим є періодичне спускання споруд з наступним видаленням осадів, забезпечення належного ефекту видалення нерозчинених домішок у вторинних відстійниках [196-199]. В межах більшості країн Європи глибоке доочищення стічних вод у ветландах передбачається у весняно-літній період, тому роботи з розчищення їх ложа проводяться сезонно наприкінці осені або на початку весни. Ефективне використання ветландів для очищення оборотної води індустріальних рибницьких ферм можливе лише за сприятливих кліматичних умов, тому такий метод широко реалізовано лише у країнах Південної та Південно-Східної Азії. Схожі параметри забрудненої води рибницьких ферм та господарств з вирощування ракоподібних зумовлюють використання таких методів очищення і при вирощуванні креветок [184, 200]. Залежно від солоності оборотної води, у ветландах можуть розвиватись прісноводні макрофіти або галофіти. Інтенсивність видалення біогенних елементів такими очисними агентами буде залежати від їх природних темпів росту, питомої біомаси рослин на одиницю площі споруд. Окрім того, з метою забезпечення ефективної конверсії біогенних елементів доцільно культивувати види рослин, що мають кормову цінність. Тому в даному аспекті представників

родини ряскових можна розглядати як найбільш перспективну групу макрофітів-очисних агентів.

Високі ефекти очищення за біогенними елементами, які пов'язані зі швидкими темпами росту рослин, здатністю до накопичення важких металів та інших забруднень, що погано видаляються біологічними методами, зумовили широке використання ряскових у процесах очищення господарсько-побутових [201-206] та виробничих стічних вод, особливо – тваринницьких комплексів [207-209]. Найбільш раціональними та екологічно чистими шляхами утилізації утвореної біомаси можуть бути її використання в тваринництві та птахівництві [210-211], рибництві [212-217], в якості сировини для виробництва біопалива [218-222]. Розвиток ряски в умовах ветландів або фітореакторів у закритих приміщеннях не перешкоджатиме паралельному розвитку перифітону, який прийматиме участь у трансформації органічних сполук. Ефективність такої екологічної системи обґрунтована у роботі [223].

Залежно від умов проходження процесів біологічного очищення та вхідних концентрацій забруднень, при очищенні забрудненої води рибницького комплексу отримано достатньо високі ефекти очищення за формами Нітрогену, фосфатами – від 76 до 95%, за ХСК – в межах 25-55%, за завислими речовинами – 47-86% [185]. Основними проблемними аспектами реалізації даної технології залишається обмежений контроль процесів очищення та їх залежність від природних факторів. Як зазначено у [195], в таких системах часто спостерігається неконтрольований розвиток водоростей. Також внаслідок накопичення мулу на дні мочар створюються умови для протікання анаеробних процесів, що в цілому негативно відображається на якості води. Але основною проблемою при настанні несприятливих природних умов є зниження ефектів очищення від Фосфору та Нітрогену, внаслідок чого доведеться пропорційно знижувати коефіцієнт рециркуляції у системі. Тому методи видалення з води рибницьких господарств амонійного Нітрогену та фосфатів у ветландах або біоствах можна розглядати в межах України лише як сезонну альтернативу для систем з оборотним водопостачанням.

За аналогією з розвитком технологій вирощування продукції рибництва, найбільш прогресивними серед яких є методи культивування в УЗВ, інтенсифікація процесів очищення оборотної води макрофітами може бути забезпечена шляхом створення оптимальних умов для їх розвитку у спорудах, захищених від негативного впливу зовнішнього середовища. Вагомим аргументом на користь такого рішення виступає можливість цілорічного використання асиміляційного потенціалу рослин.

Досвід успішного використання рослин в процесах відновлення якості води УЗВ у контрольованих умовах, що виключають негативний вплив природних чинників, мають як європейські, так і азійські країни. На даний час систему аквапоніки більшість провідних науковців світу розглядає як один з найбільш раціональних шляхів підвищення ефективності використання кормових ресурсів [10, 34, 224, 225]. Введений наприкінці 90-х термін «аквапоніка» передбачав спільне вирощування у замкнутих установках рибницької та рослинної продукції [226]. Аквапоніка, як перша інтегрована мультитрофічна аквасистема, дозволила трансформувати основну частину розчинених сполук Нітрогену у біомасу рослин, адаптованих до вирощування у сильнозволожених ґрунтах. Порівняно з методами біофільтрації, що забезпечували нітри-денітрифікацію, система аквапоніки має ряд переваг, пов'язаних із одночасним протіканням видалення біогенних елементів з оборотної води та отриманням додаткової с/г продукції. Вирощування рослинної продукції у процесі очищення забрудненої води УЗВ дає можливість значно знизити витрати на відновлення її якості [227], але одночасно потребує забезпечення сприятливих умов для культивування харчових рослин у гідропоніці, причому вимоги риб та рослин до вмісту у воді окремих домішок можуть суттєво відрізнятись [228, 229]. Додаткові витрати, пов'язані з підтримкою належних умов для культивованих рослин мають бути покриті за рахунок отримання додаткової харчової продукції. Очевидно, що при запровадженні ефективної схеми вилучення сполук Нітрогену з води, проблемні питання щодо його лімітуючих концентрацій у циркуляційній воді будуть зняті.

Технологічні дані та економічні розрахунки щодо собівартості рослинницької продукції у таких інтегрованих господарствах достатньо обмежені та суперечливі, але зрештою, якщо акцент ставиться на успішне вирощування риби, то такі системи однозначно є більш ефективними за традиційну нітрифікацію. Здебільшого вибір об'єктів гідропоніки ґрунтується на можливості ефективного їх культивування у інтегрований з рибницьким комплексом системі та комерційній цінності об'єкта культивування. Таким чином, попит на окремі види рослинницької продукції та обмеження її вирощування у відкритому ґрунті, пов'язані з кліматичними умовами, є орієнтиром для вибору економічно доцільного об'єкта культивування.

В умовах аквапоніки вже отримано успішний досвід вирощування багатьох сільськогосподарських культур [226, 229-232]. Асортимент рослинницької продукції, яка може бути ефективно інтегрована у рибницькі комплекси постійно поповнюється новими видами, при цьому можливість одночасного вирощування зелені *Lactuca sativa* L., *Ocimum basilicum*, *Spinacia oleracea* та плодових культур дозволяє забезпечувати глибоке видалення біогенних елементів та суттєво розширює економічні можливості таких господарств. Водночас, особливості кореневого живлення культивованих в аквапоніці рослин зумовлюють необхідність переведення основної частини амонійного Нітрогену у нітрати [233, 234]. Тому проблеми традиційної технології нітрифікації частково відображаються і на системах аквапоніки: після нітрифікації значення рН доводиться стабілізувати реагентами, необхідно забезпечувати утилізацію приросту нітрифікуючої мікрофлори.

При культивуванні у інтегрованому комплексі для очищення води таких культур як томати, перець, огірки, необхідно враховувати їх періодичність у рості та плодоношенні, що відобразиться на очисній потужності за біогенними елементами. Тому перевагу у таких системах слід віддавати багаторічним рослинам. В іншому випадку вирощування культури слід організовувати у декілька послідовних циклів.

Аналіз складу забрудненої води УЗВ та рекомендованих концентрацій макроелементів у воді гідропонних систем дозволяє зробити висновок про необхідність внесення сполук Калію для забезпечення збалансованого живлення рослин. Особливо чутливими до нестачі Калію є рослини, що плодоносять. Таким чином, у інтегрованій системі аквапоніки для вирощування плодових рослин Калій виступатиме одним з лімітуючих елементів, від наявності якого залежатиме ефективність очищення оборотної води. Також можна припустити, що лімітуючим елементом у такій аквасистемі для розвитку рослин потенційно може виступати й Ферум, сполуки якого в обмежених кількостях надходять у оборотну воду. Відмінності у потребах рослин та вимогах риб щодо йонного складу води зумовлюють певний конфлікт інтересів, ефективне вирішення якого можливе лише за умови цільового підживлення рослин дефіцитними елементами.

Особливості функціонування системи аквапоніки у складі рибницького господарства з оборотним водопостачанням достатньо часто змушують сприймати її як рівноцінний виробничий комплекс, у якому мінеральне живлення рослин відіграє виключно важливу роль. Сезонні коливання на вартість вирощеної в аквапоніці при фактично незмінних витратах на її отримання у багатьох випадках суттєво обмежують перспективи таких господарств в Україні. Окрім того, система аквапоніки не може розглядатись як повноцінний комплекс біологічного очищення оборотної води УЗВ, що пов'язано не тільки з вибірковістю асиміляції рослинами мікро- та макроелементів, а й потребою у видаленні дрібнодисперсних та розчинених органічних сполук.

Висновки

1. Ефективні та екологічно чисті технології водоочищення є необхідною умовою для подальшого зростання обсягів сучасної аквакультури у системах з рециркуляцією. Характер основних забруднень оборотної води та вимоги риб до параметрів середовища утримання зумовлюють потребу у поетапному

забезпеченні видалення забруднюючих домішок та наданні визначених кондицій якості. Найбільш токсичні для риб метаболіти у формі амонійного Нітрогену та аміаку здебільшого виступають лімітуючими забрудненнями.

2. Концентрації забруднень оборотної води УЗВ залежать від об'єктів вирощування, якості кормів, гідравлічного режиму у басейнах. Утримання риб при високих щільностях посадки (200 кг/м^3 і більше) та використання кормів з вмістом пилоподібної частки або з низькою стійкістю до розпаду у воді приводить до зростання концентрацій нерозчинених органічних сполук. Також суттєве значення на формування нерозчинених забруднень відіграють форма басейну та спосіб відведення забрудненої води. Кількість розчинених сполук Нітрогену, що надходять у воду як метаболіти, риб зумовлена біохімічними процесами метаболізму різних видів культивованих риб та не залежить суттєво від механічної стійкості кормів.

3. Пріоритет методів біологічного очищення у замкнутому контурі УЗВ зумовлений якісними характеристиками забруднень, перевагами біотехнології порівняно з іншими методами та вимогами об'єктів вирощування до якості очищеної води. Механічне очищення використовують для зниження навантаження за органічною речовиною на нітрифікатори та затримки винесених з біореактора відходів. Додаткове окиснення розчинених органічних сполук, які не були видалені у спорудах біологічного очищення, може відбуватись у спорудах для знезараження води – ультрафіолетових або озонаторних установках. Утворені тверді відходи після стабілізації та зневоднення можуть бути використані в якості добрив у сільському господарстві.

4. Аналіз літературних джерел показав, що очисна потужність біофільтрів-нітрифікаторів при обробці оборотної води УЗВ коливається в межах $0,2\text{-}0,6 \text{ гN}/(\text{м}^2 \cdot \text{доб})$. При цьому вказані значення забезпечуються лише за умови затримки основної частини нерозчинених забруднень на спорудах механічного очищення. Інтенсивне обростання біоплівкою інертного завантаження біореакторів призводить до зменшення активної сорбційної поверхні та суттєвого зниження ефекту нітрифікації. Водночас, функціонування

біореактора з незначною питомою біомасою очисних агентів (гетеротрофної біоти та нітробактерій) буде характеризуватись пропорційно низькими ефектами очищення як за органічними сполуками, так і за Нітрогеном. Основними технологічними та конструктивними прийомами з метою інтенсифікації процесів нітрифікації в умовах УЗВ є використання біореакторів з псевдозрідженим шаром інертного носія, барабанних обертових біофільтрів з циклічною аерацією,

5. Необхідність використання реагентів (джерел зовнішнього Карбону) для забезпечення денітрифікації зумовлює суттєве зростання вартості очищення води та потребує ретельного контролю через ризики отруєння риб внаслідок потрапляння у воду залишків метанолу або оцту. Небезпеку для риб створює також й можливість утворення у денітрифікаторі побічних сполук, проходженні трансформації нітратів у зворотному напрямку з утворенням нітритів.

6. Порівняно низькі концентрації амонійного Нітрогену та нітратів на виході з рибницьких басейнів обмежують перспективи використання ANAMMOX-процесу як альтернативи нітри-денітрифікації в умовах замкнутого контуру УЗВ.

7. Очищення оборотної води УЗВ з використанням вищих водних рослин є одним із найбільш перспективних шляхів видалення розчинених сполук Нітрогену та Фосфору та інших біогенних елементів. Пряма асиміляція амоній-йону клітинами водних рослин виключає необхідність проведення поетапної трансформації Нітрогену нітробактеріями. Ефективність видалення амонійного Нітрогену, нітратів, нітритів та фосфатів підтверджена багаторічним досвідом використання ветландів для очищення стічних вод інтенсивних рибницьких господарств, свиноферм та інших агро-промислових комплексів. Додатковою перевагою такого методу очищення води є відсутність проблем з утилізацією приросту біомаси очисних агентів при вирощуванні їх у контрольованих умовах УЗВ.

8. Характер забруднень оборотної води УЗВ дозволяє розглядати їх як цінне поживне середовище для багатьох груп очисних організмів вищої

організації, що можуть використовуватись в якості корму для риб. У такому разі в процесі очищення оборотної води можливо забезпечити конверсію незасвоєних рибами компонентів корму, що дозволить знизити витрати на корми та підвищити економічну ефективність процесів водоочищення.

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Вибір напрямку досліджень

Порівняно високі витрати на відновлення якості води до параметрів, що дозволяють використовувати її повторно, суттєво впливають на собівартість продукції індустріального рибництва. Низька ефективність традиційної технології нітри-денітрифікації в умовах очищення води УЗВ є однією з найбільш вагомих причин обмеження доцільності вирощування риб в установках із замкнутим водозабезпеченням. Оскільки основну частину у собівартості рибницької продукції становить вартість кормів, актуальним та важливим є питання зниження витрат на процеси годівлі риб. Кількісний та якісний склад забруднень оборотної води, що складаються переважно з продуктів метаболізму риб та залишків кормів, дозволяють розглядати їх в якості поживного субстрату для багатьох груп гідробіонтів, що характеризуються потенційною цінністю як кормові організми для риб. Такий підхід відповідає концепції мультитрофічної аквакультури (ІМТА), яка передбачає використання метаболітів одної групи культивованих організмів як субстрату для їх природних редуцентів. В межах марикультури концепція була реалізована у садкових господарствах та дозволила ефективно вирощувати багатьох безхребетних, що мають харчову або фармакологічну цінність, частково забезпечивши їх харчування залишками кормів для риб та їх екскрементами. Окрім того, важливим завданням, яке вирішує концепція ІМТА, є збільшення ефективності використання кормів та зменшення надходження у водойми біогенних елементів. Тому розробка технології біологічного очищення оборотної води, яка базується на засадах ІМТА, дозволить одночасно із процесами відновлення якості води забезпечити ефективну трансформацію утворених відходів, що означає зниження обсягів забруднень природних водойм.

Відповідно до їх характеристик, забруднення оборотної води можна умовно розділити на три основні групи: неорганічні розчинені сполуки (переважно амонійний Нітроген та фосфати) розчинені органічні сполуки та нерозчинені частково мінералізовані домішки (переважно фекалії риб та залишки кормів). Найбільш токсичну дію на риб проявляють амонійний Нітроген та аміак, тому саме процеси очищення від цих сполук є визначальними у технології відновлення якості води. Відповідно, основним напрямком досліджень даної роботи є наукове обґрунтування, дослідження та розробка технології комплексного біологічного очищення оборотної води від основних забруднень.

Оскільки після забезпечення необхідного рівня очищення оборотна вода має подаватись у рибницькі басейни, необхідно здійснювати підтримку основних фізико-хімічних параметрів в межах, допустимих для вирощування риби. Тому використання методів очищення, що становлять потенційну небезпеку для риби внаслідок утворення токсичних побічних продуктів, потрапляння у воду басейнів залишків реагентів є недопустимим у практиці водоочищення УЗВ. Аналогічні обмеження будуть присутні і в технології водопідготовки підживлювальної води з природного джерела. Оскільки процеси вирощування риби та відновлення якості води відбуваються в одному водному контурі, підбір очисних агентів для культивування у спорудах біологічного очищення також має ґрунтуватись на принципах безпеки для риби та здоров'я людини. Отже, технологія комплексного очищення оборотної води УЗВ має передбачати поетапне видалення визначеними групами очисних організмів основних забруднень оборотної води до параметрів, що дозволяють використовувати її повторно, та ефективну трансформацію основної частини забруднень у біомасу очисних агентів.

Очевидно, що забезпечити глибоке видалення біогенних елементів та надати очищеній воді найвищі кондиції якості лише з використанням мікробної складової є практично недосяжним завданням. Тому побудова технології комплексного очищення оборотної води має ґрунтуватись на залученні більш

широкого кола очисних організмів різних трофічних груп, аналогічно із структурою процесів самоочищення природних водойм. Реалізація в умовах замкнутого контуру УЗВ природних механізмів самоочищення водойм дозволить уникнути системних проблем, що виникають при використанні технології нітри-денітрифікації при очищення оборотної води УЗВ.

На основі аналізу кількісного та якісного складу забруднень УЗВ та ролі окремих груп гідробіонтів у процесах самоочищення водойм розробка біотехнології очищення оборотної води УЗВ має відбуватись поетапно:

I етап - визначення послідовності процесів очищення води УЗВ.

II етап – вибір гідробіонтів, здатних ефективно очищати воду шляхом трансформування у власну біомасу розчинених та нерозчинених забруднень оборотної води, та одночасно перспективних в якості кормових організмів.

III етап – розробка конструкцій біореакторів для очищення води УЗВ та адаптованих до культивування визначених груп очисних агентів.

IV етап – дослідження ефектів очищення, визначення раціональних параметрів процесів очищення води, розробка нової технології очищення води УЗВ.

2.2. Методика проведення теоретичних та експериментальних досліджень

Розробка нової технології комплексного очищення оборотної води УЗВ базувалась на сучасній концепції інтегрованої мультитрофічної аквакультури, яка передбачає об'єднання процесів очищення забрудненої внаслідок вирощування риб води з процесами культивування цінних видів гідробіонтів, здатних використовувати в якості поживного субстрату характерні відходи рибницьких господарств. Послідовність окремих досліджень у процесі розробки багатостадійної технології біологічного очищення, що мали на меті об'єднати її технічні та біологічні аспекти, зображено на рис. 2.1.



Рис. 2.1. Схема основних етапів розробки багатостадійної технології біологічного очищення оборотної води УЗВ

Дослідження груп гідробіонтів, перспективних для культивування у очисних спорудах УЗВ з метою відновлення якості забрудненої води, проводилось на основі теоретичного аналізу процесів самоочищення природних водойм та ролі у них окремих груп біоти. Також у роботі здійснено аналіз досвіду очищення промислових та господарсько-побутових стічних вод з використанням окремих груп гідробіонтів. Відповідно до виділених основних

блоків забруднень оборотної води було проведено аналіз найбільш ефективних шляхів їх біотрансформації та видалення.

Експериментальні дослідження процесів очищення води за розробленою технологією проводились у ряді господарств, що працюють за принципом УЗВ. Враховуючи, що досліджувані господарства вирощували різні види промислових риб (кларієвий сом, тилapia та стерлядь), а для годівлі використовували корми різних виробників, оборотна вода у кожному випадку мала певні характерні відмінності за концентраціями забруднень, співвідношеннями окремих компонентів та температурою.

До основних завдань експериментальних досліджень входило:

- визначення потенційного навантаження за нерозчиненою органічною речовиною при використанні кормів вітчизняного виробництва;
- дослідження ефектів очищення за розчиненими сполуками Нітрогену та фосфатами у фітореакторі та визначення раціональних параметрів системи штучного освітлення;
- визначення ефектів очищення за БСК₅ та ХСК у біореакторі з волокнистим носієм, у якому іммобілізовано черевоногих молюсків;
- дослідження ефективності використання черевоногих молюсків для мінералізації нерозчинених органічних сполук, що затримуються у біореакторі, та зниження приросту біоплівки у споруді; визначення ступеня мінералізації утворених твердих відходів при їх поетапній трансформації черевоногими молюсками та олігохетами.

2.3. Умови проведення експериментальних досліджень з визначення потенційного навантаження на споруди біологічного очищення УЗВ

Виробничий експериментальний комплекс складався із наступних блоків: рибницький басейн загальним об'ємом 0,6 м³ (корисний об'єм 0,5 м³), сітчатий фільтр з розмірами вічка 60 мкм, затоплений біофільтр з керамзитовим

завантаженням (об'єм завантаження – $0,185 \text{ м}^3$), фітореактор з площею поверхні $0,65 \text{ м}^2$.

Задачею даних експериментальних досліджень було визначення кількості нерозчинених та розчинених органічних сполук, що надходять у воду рибницького басейну. В якості об'єкта культивування було обрано одну з розмірно-вагових груп тиліпії (*Oreochromis aureus*), які мають середню вагу 50 г та лінійні розміри від 10 до 15 см. Нормативна щільність посадки даної групи становить до 20 кг/м^3 . Відповідно, у об'єм 500 дм^3 було поміщено 200 особин. Технологія інтенсивного вирощування тиліпії в УЗВ передбачає забезпечення належного кисневого режиму та постійного водообміну у басейнах. Кисень може надходити як із потоком вхідної води, так і завдяки аераторам, що розташовуються безпосередньо у басейні. Для експериментальних досліджень не мало суттєвого значення, яким саме способом забезпечити належний кисневий режим, але, враховуючи необхідність змінювати у широкому діапазоні кратність водообміну, було прийнято рішення про встановлення безпосередньо у басейні механічного аератора. Таким чином, в установці було створено можливість (за необхідності) знизити кратність водообміну до допустимої у технологічних нормах межі в 1 годину, а також збільшувати його до 15-20 хв. У виробничих умовах для більшості УЗВ, що вирощують тиліпії, більш доцільним є підтримка кратності водообміну на мінімальному рівні (1 год), при цьому щільність посадки у дані групи ємностей буде мінімальною ($40\text{--}100 \text{ кг/м}^3$). За таких умов забезпечується належне відведення метаболітів риб, зменшується гідравлічне навантаження на споруди біологічного очищення. Підтримання кисневого режиму забезпечується або барботажним методом, або введенням у воду технічного кисню. Більш інтенсивний водообмін (3-4 рази на годину) забезпечує більш швидке відведення забрудненої води, але абсолютні величини органічного забруднення системи при цьому не змінюються. Таким чином, при забезпеченні кратності водообміну в 1 годину, концентрація забруднень у воді, що відводиться з басейнів, буде максимально високою. Можливість змінювати кратність водообміну у дослідній установці дозволила

більш точно визначити питоме органічне навантаження від дослідної групи риб та налаштувати споруди біологічного очищення на оптимальний гідравлічний режим.

Температурний режим підтримувався завдяки електропідігрівачам з термореле. Попри те, що, згідно окремих даних, астатичний температурний режим за певних умов дозволяв отримувати більш інтенсивні темпи росту риб, у дослідній установці не створювались штучні коливання температури води. Водночас, коливання температури в межах 1-2°C відбувались в межах доби (у нічний період температура знижувалась). Основна серія досліджень проводилась в оптимальному для тиліпій температурному режимі: 24-27 °C, характерному для більшості етапів вирощування товарної продукції. Більш високий температурний режим необхідний у інкубаторах, нерестових басейнах, лотках для молоді, але дані групи ємностей складають не більше 5% від загального об'єму басейнів УЗВ, тому їх вплив на середню температуру оборотної води є порівняно незначним. Враховуючи той фактор, що у виробничих умовах відсутня доцільність змінювати температуру оборотної води з метою інтенсифікації процесів біологічного очищення, експериментальні дослідження проводились саме у даному діапазоні.

Режим годівлі, згідно норм, передбачав згодовування комбікорму спеціальної рецептури (вміст сирого протеїну 37-45 %) у кількості 2,5-3 % від маси тіла. Кількість нерозчинених органічних речовин, що надходитимуть у воду, буде значною мірою залежати від якості корму. Серед основних критеріїв можна назвати: кількість пилоподібних речовин, які не поїдаються рибами; вміст неперетравлюваних часток; загальний вміст протеїну. Корм власного виробництва, представлений тістоподібними та пастоподібними сумішами, місцеві кормові компоненти (смітна риба, залишки переробки тварин та птиці) можуть за своїм складом цілком відповідати харчовим потребам об'єктів культивування. Але при використанні в УЗВ через інтенсивне забруднення води басейнів суттєво зростає вартість відновлення якості оборотної води, що ставить під сумнів економічну доцільність таких кормів. У експериментальних

дослідженнях за основний корм використовувався продукційний кормікорм відомої датської фірми «Aller Aqua», яка вже давно є одним із світових лідерів з виробництва комбікормів для індустріального рибництва. Водночас, висока вартість комбікорму у перерахунку із іноземної валюти змушує вітчизняних виробників рибницької продукції до пошуку альтернативних шляхів забезпечення повноцінного раціону. Тому в умовах господарства було проведено серію досліджень з використанням комбікорму, виробленого на фермерському господарстві Рівненщини.

З метою максимально повного відтворення технології вирощування корм для досліджуваної групи риб задавався відповідно до діючих рекомендацій: необхідна кількість корму згодовувалась з 7 до 21 години у 4 прийоми. Годівлю здійснювали як вручну, так і за допомогою автогодівниці. Поява залишків корму у басейні могла свідчити про неправильно обрану дозу кормів або їх низьку якість, тому під час годівлі здійснювали спостереження за поїданням кормів рибами, - корм мав поїдатись повністю протягом 4-5 хв. Збільшувати норму кормів в умовах даного експерименту не було доцільно, адже ефективність його використання, відображена у відсотку засвоєння корму рибами, починає знижуватись при перевищенні вказаної у рекомендаціях норми. Цілком зрозуміло, що внаслідок цього можна очікувати на додаткове забруднення води метаболітами риб, - фактично тими незасвоєними залишками, які риба не змогла використати продуктивно. Зважаючи на високу вартість кормів та актуальність проблеми відновлення якості оборотної води УЗВ, намагання хоча б частково прискорити темпи росту риб такою ціною, на нашу думку, не мають перспектив.

Враховуючи особливості біологічних ритмів об'єктів вирощування, у дослідній установці було забезпечено штучне освітлення. Воно дозволяло незалежно від наявності природного освітлення та пори року моделювати світловий день у 16 годин. Процес автоматизованого вмикання-вимикання забезпечувався механічним таймером. Згідно програми, світло вмикалось о 6 годині 30 хвилин, вимикання освітлення відбувалось о 22 годині 30 хв. (під час

проведення досліджень у літню пору таймер програмувався на ввімкнення у більш пізній час). Така тривалість світлового періоду дозволяла згодовувати корм у 4 прийоми з інтервалом у 4-4,5 години (перша годівля об 6 год 30 хв, друга – о 11 годині, третя – о 17 годині, четверта – о 21 годині).

Для освітлення фітореактора із вищими водними рослинами використовували окрему систему освітлення, яка вмикалась о 7 годині та вимикалась о 23 годині 30 хв. Таким чином, для фітореактора тривалість світлового періоду становила 16 годин 30 хв.

Надходження у систему нерозчинених забруднень, що переважно складали фекалії риб, відбувалось із незначною нерівномірністю. Дане явище пояснюється фізіологічними особливостями травлення риб: проміжок часу між поїданням чергової порції корму та виділенням фекалій становив 2-3,5 години. Окрім того, винесення фекалій із басейну відбувалось не відразу, адже вони мали стійку тенденцію до осідання. Під час роботи УЗВ будь-якої потужності, де одночасно вирощується 5-6 вікових груп риб із різними режимами годівлі концентрація нерозчинених домішок у стічній воді буде коливатись у досить вузькому діапазоні, що забезпечується зрівноваженням таких коливань різними групами ємностей для вирощування. Певного зниження концентрації нерозчинених часток можна очікувати у нічний період, коли основна маса риб буде знаходитись у стані сну. Даний фактор для системи біологічного очищення, що включає в себе вищі водні рослини, можна розглядати як позитивний, адже у період затемнення рослини також припиняють фотосинтетичну діяльність.

Для більш точного визначення питомої кількості нерозчинених органічних сполук у рибницьких басейнах дану серію досліджень було проведено в умовах непроточних акваріумів. Основна маса твердих забруднень при цьому осідала на дні ємності, звідки вона видалялась сифоном. Також для забезпечення чистоти експерименту системи фільтрації води були відключені, аерація забезпечувалась барботажним методом. Зібрані з дна акваріума екскременти риб та залишки корму відфільтровувались на фільтрувальному

папері. Для того, щоб отримати середнє добове значення твердого органічного навантаження від рибницького басейну, збір осідаючих часток здійснювали чотири рази на добу через 2-3 години після кожної годівлі. Саме у цей період спостерігали найбільш інтенсивне виділення фекалій рибами. Відповідно, сумарна кількість затриманих на фільтрі часток відповідала кількості твердих домішок, що надходять з басейна протягом доби. Для підтримки належного стану води замість відібраних порцій у акваріум додавали свіжу попередньо підготовану воду. Відповідно, протягом доби у акваріумі замінювалось 20-30% води, що дозволяло забезпечувати задовільний стан системи без організації протоку.

Таблиця 2.1.

Результати порівняльних досліджень навантаження за нерозчиненими забрудненнями при використанні різних видів кормів

Загальна маса риб у ємності, кг	Норма годовлі, %	Вміст білку, %	Кількість згодованого корму, г/доб	Органічне навантаження за НР, кг/доб	Питоме навантаження за НР від 1 кг корму кг/(добу)
1	2	3	4	5	6
Корм «Aller primo float»					
5	3	37	150	0,066±0,01	0,336-0,501
10	2,5	37	250	0,120±0,017	0,412-0,548
Корм місцевого виробництва					
10	3	45	300	0,187±0,024	0,543-0,703
10	2,5	45	250	0,152±0,021	0,524-0,692

Аналіз отриманих даних дозволяє зробити висновки, що навантаження за нерозчиненими забрудненнями у разі використання менш якісних кормів вітчизняного виробництва може зрости на 20-30%, причому визначальну роль відіграватиме стійкість гранули у воді, вміст пилоподібних домішок, наявність

компонентів, що важко перетравлюються рибами. Залежно від ефективності видалення нерозчинених забруднень на етапі механічного очищення навантаження за нерозчиненими органічними забрудненнями на споруди біологічного очищення також буде варіювати у достатньо широкому діапазоні.

Відповідно до величини органічного навантаження на систему очищення оборотної води, що була визначена експериментальним шляхом, були прийняті необхідні параметри реакторів.

2.4. Методика проведення експериментальних досліджень очищення води від розчинених сполук Нітрогену та Фосфору

Завданнями даних досліджень було встановлення ефектів очищення за амонійним Нітрогеном та фосфатами в процесі культивування найбільш перспективних видів рослин; визначення залежностей ефектів очищення від параметрів освітлення фітореактора, гідравлічного навантаження. Для досліджень використовували забруднену воду УЗВ з вирощування стерляді та тиліпій. Визначені види рослин відбирались у природних умовах, окремі екземпляри були узяті з лабораторії акваріумістики кафедри водних біоресурсів НУБГП. Температурний режим у досліджуваних ємностях відповідав температурному режиму тепловодних УЗВ. Адаптація досліджуваних видів рослин до фізико-хімічних показників оборотної води УЗВ проводилась у акваріумах об'ємом 45 дм³ із системою освітлення люмінесцентними лампами. Тривалість адаптації рослин до умов фітореактора становила від 10 до 14 діб.

На першому етапі досліджень було заплановано визначити можливість адаптації до параметрів оборотної води УЗВ перспективних для культивування видів та провести аналіз їх асиміляційної потужності за біогенними елементами (Нітроген та Фосфор) в умовах фітореактора; дослідити кореляційний зв'язок між темпами росту рослин та інтенсивністю видалення основних біогенних елементів з води.

Другий етап досліджень передбачав визначення залежностей ефекту очищення за амонійним Нітрогеном від параметрів освітлення споруди та гідравлічного навантаження, а також встановлення раціональних технологічних параметрів роботи фітореактора. Також до завдань другого етапу входили дослідження впливу процесів видалення рослинами амонійного Нітрогену, концентрацію розчиненого кисню у воді, концентрації нітратів, загального Феруму та Калію.

Для визначення інтенсивності освітлення водної поверхні фітореактора використовували люксметр Ю116. Ефективність очищення води контролювали за амонійним Нітрогеном та нітратами. Їх вимірювання здійснювали з використанням йонміру лабораторного И-160-МИ з йонселективними плівковими електродами ЭЛИС-121 NH_4^+ , ЭЛИС-121 NO_3^- .

Для виконання першого етапу досліджень було використано виробничу очисну споруду – фітореактор (рис. 2.2), який працював у складі блоку очищення оборотної води господарства з вирощування тиліпій. Для подачі води у фітореактор використовували відцентровий занурений насос марки Atman PF-1100 (Напір – 1,4 м; подача – 1,1 м/год). Регулювання витрати води здійснювали за допомогою пластмасового шарового крану для акваріумних насосів, що встановлюється на подаючому трубопроводі.

Частину експериментальних досліджень з інтенсивності росту ряскових у забрудненій циркуляційній воді проводили в умовах комбінованого освітлення – за природної інсоляції з використанням системи штучного освітлення зранку та ввечері.

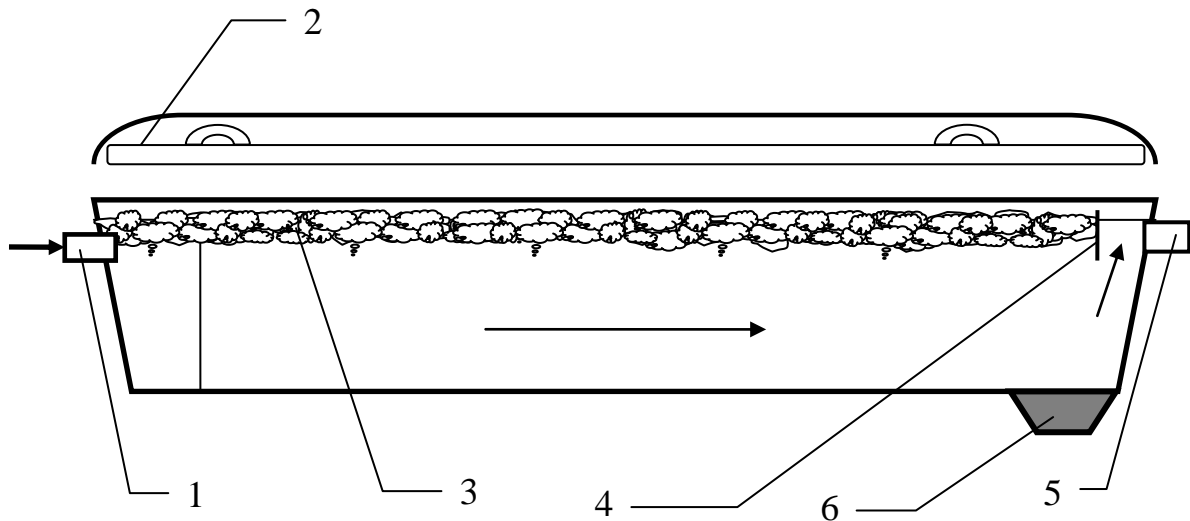


Рис. 2.2. Схема фітореактора з плаваючими водними рослинами:

1 – подаючий трубопровід; 2 – система освітлення; 3 – шар плаваючих водних рослин; 4 – утримуюча перегородка; 5 – трубопровід відводу очищеної води; 6 – прямокутний колектор для збору та відведення осаду

Дослідний фітореактор, інтегрований у блок очищення оборотної води УЗВ з вирощування тиліпій освітлювали за допомогою люмінесцентних ламп потужністю 36 Вт. Для освітлення використовували лампи із спеціалізованим спектром (Sylvania GroLux, Osram Fluora 77) та лампи з покращеною світловіддачею та збалансованим спектром (Sylvania Luxline Plus, Philips Master). Підбір необхідної потужності та спектру для забезпечення раціонального освітлення тим чи іншим типом ламп здійснювався, виходячи з технічних характеристик продукції та рекомендацій виробників. З метою порівняння ефективності використання у системі освітлення фітореактора світлодіодних люмінесцентних ламп було досліджено динаміку приросту біомаси та ефекти вилучення сполук Нітрогену та Фосфору при використанні світильників з світлодіодними лампами [235]. Характеристики освітлювальних приладів визначали за їх паспортними даними; значення питомої потужності системи освітлення на одиницю площі визначали відповідно до номінальної потужності досліджуваних ламп.

Другий етап досліджень проводили на базі господарства з вирощування стерляді [236], де для видалення сполук Нітрогену та Фосфору з оборотної води було встановлено 2 фітореактора з рясковими загальною площею $2,1 \text{ м}^2$ (розмірами в плані $1,5 \times 0,7 \text{ м}$). У споруди було відразу внесено $2,5 \text{ кг}$ сирої ваги ряски малої, пуско-налагоджувальний період тривав три тижні. За цей час рослини адаптувались до фізико-хімічних параметрів забрудненої води та почали нарощувати біомасу. У пусковий період параметри води, що подавалась у фітореактор, не відрізнялись від характеристик оборотної води даного господарства. Інтенсивність освітлення збільшували поступово, по мірі адаптації рослин. В умовах досліджуваних споруд освітлення забезпечувалось лише за рахунок люмінесцентних ламп. Тривалість світлового дня з моменту запуску не змінювали, у робочому режимі вона складала 12 годин. Температура оборотної води у період досліджень становила $17-19^\circ\text{C}$. Дослідження почали проводити після фіксації сталого приросту біомаси рослин у спорудах та досягнення величини питомої маси сирої ваги рівної 2 кг/м^2 . Подальші дослідження проводили при питомій біомасі рослин в межах $4-8 \text{ кг/м}^2$.

Для оцінки можливостей видалення сполук Нітрогену водними рослинами досліджували їх асиміляційний потенціал за Нітрогеном у формі амоній-йону, який визначали за формулою:

$$АП_N = \gamma_N / \tau_{\text{подв.}} \quad (2.1)$$

де $АП_N$ - асиміляційний потенціал рослини за Нітрогеном, приведений до сирої ваги, $\text{гN}/(\text{кг} \cdot \text{доб})$;

γ_N – вміст Нітрогену у хімічному складі рослин, мг/кг ;

$\tau_{\text{подв.}}$ – час подвоєння біомаси рослин, діб (методику приведено нижче).

2.5. Методика проведення експериментальних досліджень очищення від органічних забруднень

Завданням даних досліджень було встановлення залежності ефекту очищення оборотної води за БСК₅ та ХСК у аеробному біореакторі з волокнистим носієм (рис. 2.3) від гідравлічного навантаження та навантаження за органічною речовиною на біореактор.

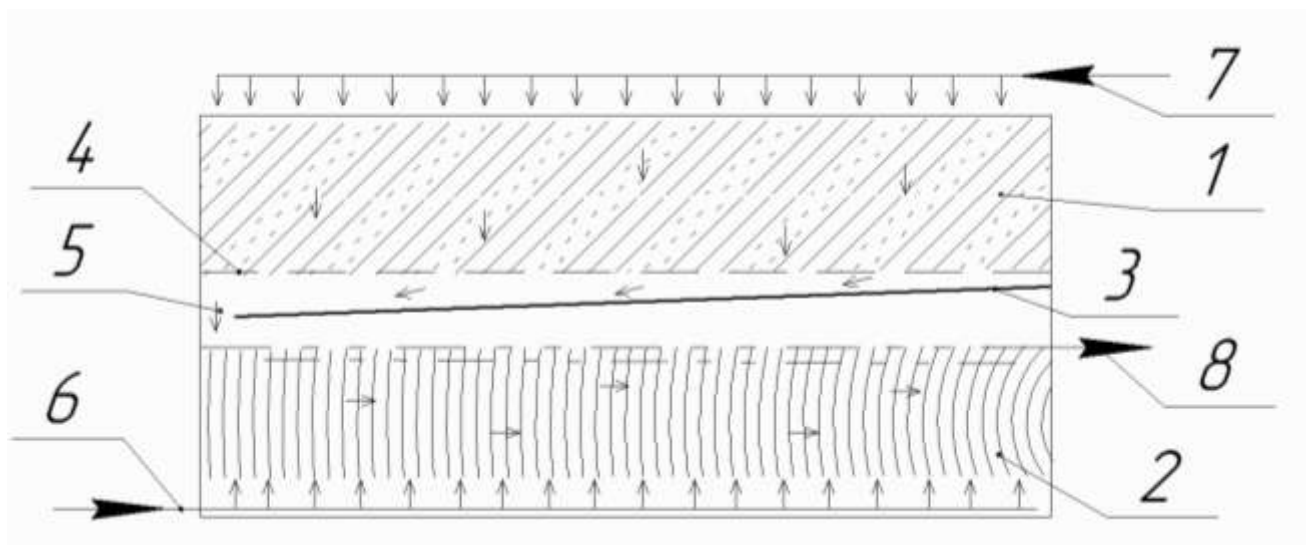


Рис. 2.3. Схема комбінованого біореактора:

- 1 – зрошувальна зона; 2 – затоплена зона; 3 – похила полиця; 4 – решітка;
 5 – щілина; 6 – подача повітря; 7 – подача води на очищення;
 8 – відведення очищеної води

В умовах даного біореактора було досліджено вплив на ефективність очищення води за вказаними показниками іммобілізації у споруду представників черевоногих молюсків – фізи пухирчастої (*Physa fontinalis*) та катушки (*Planorbis corneus*). Окрім даних гідробіонтів, інтродукованих у біореактор в якості очисних агентів, на поверхні інертного носія споруди розвивається прикріплений біоценоз – «біоплівка», структура та співвідношення мікробіоти якої визначається багатьма чинниками. Результати дослідження складу такого біоценозу методом оптичного мікроскопування приведені у додатках (дод. М, дод. О). Таким чином, як і у класичному

біореакторі, в даній споруді відбуватимуться процеси сорбції та окиснення органічних сполук біоплівкою з пропорційним до кількості окисненої органіки приростом біомаси мікроорганізмів. Обґрунтування включення червононогих молюсків у структуру такого біоценозу з точки зору ІМТА пов'язане з можливістю знижувати кількості утворених в процесі очищення води відходів (за рахунок поїдання молюсками частини біоплівки) та забезпечення додаткової мінералізації нерозчинених домішок [237-239].

Для визначення показників біологічного споживання кисню (БСК) було використано методику визначення розчиненого кисню [240, 241]. Також паралельно у дослідних пробах води визначали показник ХСК. Концентрацію органічних речовин за ХСК визначали згідно методики [242]. Визначення даних показників проведено у сертифікованій гідрохімічній лабораторії кафедри водопостачання та бурової справи НУВГП (№ РТ – 0127/2015, код 02071116).

Специфічний склад нерозчинених забруднень оборотної води УЗВ, що зумовлює низький ефект їх видалення при відстоюванні та швидкий перехід частини з них у розчинену форму, обґрунтовує необхідність видалення їх з води у декілька етапів, включаючи методи біологічного та механічного очищення. Ефективність зниження кількості утворених у процесі очищення води відходів та збільшення рівня їх мінералізації досліджували в умовах непроточних акваріумів лабораторії кафедри водних біоресурсів НУВГП та у виробничих умовах. Експериментально-дослідний біореактор з волокнистим носієм «Вія» був змонтований у господарстві з вирощування тилapia. Носій підвішували зверху на планках так, щоб кінці ниток досягали дна біореактора. Трансформацію нерозчинених домішок у біореакторі з похилими полицями досліджували після його модернізації з первинного відстійника у споруду біологічного очищення. Після нарощування біоплівки у обидва біореактори було іммобілізовано фізу пухирчасту та катушку. У процесі експерименту визначали зольність нерозчинених домішок, що містяться у забрудненій воді УЗВ, зольність твердих продуктів метаболізму молюсків, вологість утворених

осадів та їх кількість. Вологість та зольність визначались у гідрохімічній лабораторії кафедри водопостачання та бурової справи НУВГП.

2.6. Гідробіологічні дослідження біоценозів споруд

У складі біоценозу біореактора з волокнистим носієм основна частка біомаси припадає на культивовані види черевоногих молюсків – фіз та катушок. Водночас, у споруді незалежно від внесених для культивування гідробіонтів розвивається біоплівка, що включає представників гетеротрофних бактерій, грибів, водоростей та мікроорганізмів вищого рівня організації. Дослідження мікробіоти біореактора здійснювалось з використанням біологічного тринокулярного мікроскопа дослідницького класу з фото/відео виходом «XSP – 139TR» виробництва компанії JNOEC з діапазоном збільшення 40х-1500х.

Дослідження структури мікробіоценозу біореактора проводили шляхом мікроскопування фрагменту носія із сформованою біоплівкою або відділених від носія агломерацій. Також у ході досліджень проводили порівняння структури біоценозу та питомої біомаси мікроорганізмів у біореакторі з черевоногими молюсками та за їх відсутності у споруді. Також шляхом мікроскопування визначали видовий склад перифітону, розвиток якого спостерігався на кореневій системі ряскових. Результати досліджень наведено у додатках.

Визначення видів ряскових, що використовувались у дослідженнях здійснено на основі чинної класифікації [243]. Назви рослин наведено відповідно до [244]. При культивуванні більшості видів ряскових можна спостерігати описаний у багатьох літературних джерелах поліморфізм, пов'язаний з пристосуванням до умов навколишнього середовища. У подальшому характерний для ряски малої поліморфізм запропоновано використовувати в якості діагностичних ознак ефективності процесів видалення сполук Нітрогену з оборотної води УЗВ.

Контроль приросту біомаси ряскових у дослідних акваріумах здійснювався шляхом зважування біомаси рослин у визначені періоди часу. Для дослідження динаміки біомаси рослин в межах фітореактора у споруді було

встановлено декілька рамкових садків, в межах яких і проводили визначення приросту ряскових.

Оцінку реалізації репродуктивного потенціалу ряскових в умовах непроточного акваріума було здійснено за методикою [245]: час подвоєння чисельності (маси) ($t_{\text{подв}}$) розраховували за допомогою коефіцієнту миттєвого зростання популяції (питомої швидкості росту).

Коефіцієнт миттєвого зростання популяції (μ) розраховували за допомогою формули:

$$\mu = \frac{\ln(N_t) - \ln(N_0)}{t}, \quad (2.2)$$

де N_0 – початкова чисельність пластинок (фронд) або біомаси; N_t – кінцева чисельність пластинок або біомаси; t – час експозиції (доба).

Далі розраховували час подвоєння чисельності ($t_{\text{подв}}$):

$$t_{\text{подв.}} = \frac{\ln 2}{\mu} = \frac{0,6931}{\mu}. \quad (2.3)$$

Приріст біомаси ряскових у фітореакторі визначали шляхом зважування сирої маси рослин через визначені проміжки часу. Окрім того, у процесі досліджень контролювали лінійні розміри рослин, яскравість забарвлення фронд, кількість відмерлих екземплярів.

Визначення вмісту Нітрогену та Фосфору у хімічному складі рослин [246] здійснювали за методикою визначення вмісту Нітрогену, Фосфору та Калію із однієї проби рослинного матеріалу (мокре озолення) у атестованій лабораторії Рівненської державної сільськогосподарської дослідної станції НААН.

РОЗДІЛ 3

МЕХАНІЗМИ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ ОБОРОТНОЇ ВОДИ РИБНИЦЬКИХ ГОСПОДАРСТВ ПРИ ВИКОРИСТАННІ ЗАПРОПОНОВАНОЇ НОВОЇ ТЕХНОЛОГІЇ

3.1. Перспективи реалізації в умовах рибницьких господарств альтернативних шляхів видалення забруднень з оборотної води

Потреба у розробці високоефективної та екологічно чистої технології відновлення якості оборотної води рибницьких господарств індустріального типу пов'язана з екологічними вимогами, технологічними параметрами вирощування риб у замкнутому контурі водозабезпечення, а також з економічними факторами, що зумовлюють необхідність вирощувати конкурентоздатну продукцію аквакультури. Вагомі переваги технології вирощування риб в УЗВ можуть бути реалізовані на практиці лише за умов ефективного очищення забрудненої у рибницьких басейнах води та раціонального використання кормів. Враховуючи доцільність у збільшенні частки повторно використаної води до 90-95% при її очищенні, необхідно досягти таких ефектів очищення за основними забрудненнями – завислими речовинами, БСК, ХСК, сполуками Нітрогену та Фосфору, що відповідатимуть допустимим нормам рибогосподарських вимог. Особливості забруднень, що в основній масі складаються з продуктів метаболізму риб, дозволяють ефективно використовувати для її очищення біологічні методи, які характеризуються екологічною чистотою та порівняно невисокою собівартістю обробки води. Водночас, більшість сучасних біотехнологій відновлення якості води УЗВ не забезпечує потрібного ступеня очищення за вищевказаними показниками або суттєво впливають на собівартість рибницької продукції, що в окремих випадках ставить під питання доцільність її вирощування у замкнутих аквасистемах. Основні забруднюючі компоненти являють собою продукти метаболізму риб, отже застосування у штучних умовах тих біологічних процесів, що діють у природних водоймах і називаються процесами

самоочищення, виявляється найбільш ефективним способом відновлення якості забрудненої води. Окрім того, що будь-які інші методи очищення, порівняно із біологічними, виявляться більш вартісними, екологічна чистота їх також не зможе бути забезпечена на належному рівні. Тому, незалежно від профілю та виробничої потужності сучасна УЗВ не може розглядатись без блоку біологічного очищення оборотної води.

Характерною рисою більшості технологій очищення господарсько-побутових і промислових стічних вод є обмежені можливості щодо регулювання структури та складу ценозу біореакторів, що пов'язано з якісними показниками забрудненої стічної води та специфікою біотехнічних підходів до реалізації процесів очищення води завдяки життєдіяльності гідробіонтів. Перша складова суттєво обмежує можливості щодо цільового культивування окремих видів очисних агентів з вищою організацією, оскільки стічні води досить часто характеризуються значними коливаннями концентрацій забруднень, вмістом токсичних сполук, до яких більшості очисним агентам пристосуватись важко. Друга складова відображається у конструкціях біореакторів, що не пристосовані для формування у них біоценозу із оптимальним складом для окремих умов (концентрації забруднень та їх спектр). У такому випадку процеси трансформації уповільнюються внаслідок конкурентних відносин між окремими групами мікрофлори, супроводжуються утворенням небажаних побічних продуктів і надмірної кількості відходів. Так звані процеси «селекції» очисних організмів у біореакторах пов'язані, насамперед, не з керованою дією людини, спрямованою на оптимізацію процесів очищення шляхом залучення до них бажаних очисних агентів, а з формуванням у споруді тої біоти, яка краще пристосовується до параметрів забруднень води та інших умов (гідравлічний та газовий режим, характеристики завантаження тощо). Логічним наслідком такої технології очищення води є обґрунтована потреба в організації процесів біологічного доочищення у природних умовах, де створюється можливість активного включення у процеси біотрансформації вищих водних рослин, безхребетних тощо.

В рибницьких господарствах із замкнутим циклом водопостачання існує об'єктивна можливість забезпечити відновлення якості оборотної води шляхом чітко організованих та керованих процесів біотрансформації забруднень селективними групами очисних агентів. Дана можливість пов'язана з доволі стабільним та вузьким складом забруднень, необхідністю підтримки при вирощуванні рибницької продукції заданих фізико-хімічних параметрів води. Керовані процеси видалення та трансформації розчинених сполук Нітрогену, органічних речовин, що містяться у розчиненому та дрібнодисперсному станах, порівняно з традиційною біотехнологією, будуть характеризуватись значно вищою ефективністю та нижчою собівартістю, оскільки до очищення від певних забруднень можна долучати цільову групу гідробіонтів, яка найефективніше здатна їх трансформувати. У разі відсутності умов для розвитку у біореакторі конкурентних видів чи груп, що проявляють взаємний антагонізм, будь-яка спільнота очисних агентів може максимально повно реалізувати свій очисний потенціал, не витрачаючи енергію на боротьбу із конкурентами.

Оскільки між якістю кормів, що згодовують риbam, та навантаженням на блок відновлення якості існує прямий зв'язок, проблему очищення води у рециркуляційних системах необхідно розглядати та вирішувати комплексно, враховуючи як економічні, так і екологічні чинники. Подальший стійкий розвиток світової аквакультури можливий лише за умови забезпечення недорогого джерела білків та підвищення рівня доступності поживних компонентів у кормі. Фактично, як зазначає [30], при вирощуванні продукції аквакультури необхідно забезпечити конверсію невикористаних рибами цінних компонентів комбікормів. Попри архаїчність вирощування рибницької продукції екстенсивними методами у природних водоймах, явище конверсії корму там зазвичай присутнє і реалізується у вигляді трансформації продуктів життєдіяльності риб та залишків кормів у доступну для іхтіофауни біомасу гідробіонтів. Отже, у ставовому рибництві виникають умови для збільшення ефективності використання комбікормів із достатньо високим кормовим

коефіцієнтом ($K=3,5-4,5$), але в цілому такі процеси в умовах рибницького господарства контролювати практично неможливо. Тому значна частина метаболітів і незасвоєних залишків кормів може стати субстратом для розвитку ціанобактерій, сапрофітів та інших мікроорганізмів, які не мають кормової цінності та здатні спричинювати вторинне забруднення води. Здебільшого, відтворити у ставовому господарстві повноцінний перебіг природних процесів самоочищення виявляється вкрай складним завданням, адже висока щільність посадки риб є причиною швидкого поїдання ними основної частини біомаси кормових організмів. Такий дисбаланс у штучно створеній екосистемі створює тенденцію інтенсивного розвитку недоступних, як корм для риб, гідробіонтів (бактерії, гриби, водорості) з вже відомими негативними наслідками. В умовах басейнів УЗВ такі процеси відбуватись не можуть, але забруднена вода, що відводиться із басейнів та потребує очищення для можливості повторного використання, може бути розглянута одночасно і як поживне середовище для окремих груп гідробіонтів. Попри високу засвоюваність та збалансований склад кормів, призначених для годівлі риб в УЗВ, кормовий коефіцієнт яких може становити 0,9-1,1 одиниць, втрата частини цінних компонентів корму є неминучими. Це обґрунтовується особливостями процесу метаболізму риб, інтенсивними програмами годівлі молоді риб та наявністю у кормі пілоподібної фракції. У такому випадку процеси конверсії незасвоєних рибами компонентів кормів можуть відбуватись у контрольованих умовах в спеціально розроблених біореакторах.

Концепція інтегрованої мультитрофічної аквакультури (Integrated multi-trophic aquaculture systems) виникла як відповідь на актуальне питання сучасної аквакультури, – як зменшити надходження відходів виробництва у навколишнє середовище та одночасно забезпечити стійке зростання обсягів вирощеної продукції. Основною метою ІМТА є підвищення продуктивності водних ресурсів, зниження рівня забруднення навколишнього середовища шляхом використання побічних продуктів (відходів) для забезпечення

харчування організмів інших трофічних рівнів [10]. Серед найбільш вагомих переваг концепції ІМТА необхідно виділити наступні:

- зниження загальної кількості відходів, що містять біогенні елементи, та становлять екологічну небезпеку;
- ефективне очищення води від продуктів метаболізму риб завдяки залученню до їх трансформації інших гідробіонтів;
- отримання додаткової товарної продукції з мінімальними витратами, або без них;
- зниження залежності від джерел білків та жирів для отримання товарної продукції;
- зниження собівартості вирощеної продукції;
- відповідність принципам сталого розвитку сільського господарства.

Певними обмеженнями у розвитку ІМТА, що розглядаються окремими науковцями як недоліки, є потреба у належному контролі та підтримці балансу харчових потоків; цільові обмеження в окремих країнах; потенційна небезпека стосовно харчових продуктів (колі-форми та паразити); нижча продуктивність, ніж при вирощуванні монокультури. Детальний аналіз цих обмежуючих факторів дозволяє зробити висновки, що їх раціональніше розглядати в аспекті основних завдань для подальшого розвитку та удосконалення ІМТА. З огляду на особливості процесу вирощування риб в УЗВ, така продукція, як і субпродукція, буде безпечнішою з санітарної точки зору, ніж риба, вирощена у природних чи штучних водоймах. Тому єдиними проблемними питаннями при реалізації такого підходу до вирощування продукції аквакультури є недосконала законодавча база, архаїчні підходи до ведення бізнесу та виробничої діяльності в умовах аграрного ринку, а також потреба у значному фінансуванні на етапі створення інтегрованих господарств.

Досвід передових країн Європи, Америки та Азії, які вже декілька десятиліть активно впроваджують методи відновлення якості оборотної води господарств із замкнутим водопостачанням, дозволяє чітко окреслити основні перспективи розвитку даної галузі. Більшість існуючих інтегрованих

мультитрофічних аквасистем розроблено на базі морських господарств, що пов'язано з високою харчовою цінністю субпродукції, що може бути вирощена у марикультури (водорості, голкошкірі, кишковопорожнинні, молюски), відсутністю ефективних шляхів видалення утворених метаболітів при вирощуванні риб в акваторії, а також жорсткими екологічними вимогами до діяльності таких господарств [247, 248].

Інтегровану мультитрофічну аквакультуру слід розглядати як прототип керованих високотехнологічних комплексів, у яких забезпечують вирощування харчової продукції в умовах, максимально відокремлених від впливу природних чинників. За рахунок ефективної трансформації побічних продуктів основного виробництва в межах замкнутого контуру УЗВ досягається також і мінімальний вплив на навколишнє середовище. Таким чином, реалізація принципів концепції ІМТА при відновленні якості оборотної води дозволить найбільш ефективно використовувати кормові ресурси та знизити кількості утворених відходів.

Інтегрована з УЗВ мультитрофічна аквакультура має на меті забезпечення максимально повного використання енергетичного потенціалу кормів та зниження кількості відходів, що утворюються у процесі вирощування риби. Вирішення даного завдання можливе лише за умови ефективної трансформації метаболітів риб та залишків кормів у біомасу гідробіонтів – очисних агентів. Тому метою наших досліджень була розробка технології водоочищення із залученням груп гідробіонтів, які здатні використовувати характерні забруднення УЗВ як поживний субстрат.

Більшість прісноводних гідробіонтів тваринного світу, які теоретично можливо було б вирощувати у субкультурі із рибами, не представляють потенційної цінності як харчова продукція для людини. На нашу думку, в межах інтегрованої у прісноводну УЗВ системи очищення на даний час доцільніше вирощувати кормові організми для культивованих риб. У такому разі блок відновлення якості води забезпечить маловідходне виробництво та ефективне вилучення основних забруднень з оборотної води. Аналіз процесів

самоочищення, що відбуваються у природних водоймах, дозволяє обрати найбільш перспективні для культивування в умовах очисних споруд групи гідробіонтів, які відіграють вагомую роль у кругообігу сполук Нітрогену та трансформації органічних речовин і, водночас, характеризуються кормовою цінністю.

Запропонований П.І. Гвоздяком для очищення стічних вод метод біоконвеєра [249, 250] характеризується схожими принципами в організації послідовних процесів очищення води різними групами гідробіонтів. Оскільки при очищенні господарсько-побутових та промислових стічних вод важливим завданням є скорочення обсягів утворених твердих відходів, даною технологією передбачено зниження приросту біомаси одних очисних агентів за рахунок їх виїдання організмами наступної трофічної ланки. Організація просторової сукцесії очисних агентів в межах біоконвеєра забезпечує поетапне очищення води від забруднень із залученням різних груп гідробіонтів та зменшенням кількості утворених відходів за рахунок додаткової мінералізації органічних речовин при переході на кожний наступний трофічний рівень. Оскільки в умовах замкнутого контуру УЗВ забруднення оборотної води можна розглядати як незасвоєні рибами компоненти кормів, раціональнішим рішенням у такому випадку буде їх пряма трансформація у доступну для риб біомасу. Отже, при розв'язанні задачі щодо максимально ефективного використання енергетичного потенціалу кормів та підвищення економічного ефекту інтегрованої аквасистему, необхідно забезпечити культивування в якості очисних агентів саме тих гідробіонтів, які, окрім потенціалу щодо трансформації характерних забруднень, становлять ще й кормову цінність для риб. Отже, у процесі розробки мультитрофічної системи необхідно зважати на три основні критерії:

- швидкі темпи метаболізму гідробіонтів та пристосованість до умов забрудненої води УЗВ;
- можливість ефективного утримання і розмноження гідробіонтів у проточних біореакторах;
- висока кормова цінність.

Об'єктивна потреба у залученні до процесів відновлення якості води УЗВ такого широкого спектру гідробіонтів пояснюється еколого-біологічними аспектами функціонування водних екосистем та особливостями вирощування риб у замкнутих установках. Особливості метаболізму мікроорганізмів (бактерій, водоростей та найпростіших), фізико-хімічний склад забруднень води рибиницьких басейнів, а також вимоги риб до якості очищеної води унеможливають ефективне відновлення основних кондицій якості лише завдяки мікробіоті. Так само, як жодна природна водойма, забруднена біогенними елементами, не зможе у повній мірі відновити якість води за умови, що в ній мешкатиме лише бактеріальна складова, так і замкнутий контур рибиницького господарства буде переобтяжений сполуками Нітрогену, фосфатами, якщо у блоці біологічного очищення УЗВ буде працювати традиційний біофільтр-нітрифікатор із спорудою для денітрифікації.

Реалізація надійної та ефективної біотехнології відновлення якості оборотної води УЗВ має забезпечуватись у двох аспектах – біологічному та технічному. Попри те, що вони тісно пов'язані між собою і є взаємозалежними, необхідно відзначити, що при вирішенні даної задачі необхідно спочатку розробити біологічну складову, а потім забезпечити її реалізацію за допомогою відповідних технічних рішень.

3.2. Технічні та біологічні аспекти реалізації сучасних технологій очищення в умовах замкнутої системи рибницького господарства

Відповідно до складу забруднень оборотної води, які мають бути видалені у процесі очищення, можна виділити три основні блоки: амонійний Нітроген, фосфати (N, P), розчинені органічні речовини (ROP) та нерозчинені органічні речовини (HOP). Аналіз можливостей залучення окремих груп гідробіонтів до відновлення якості води, проведений в аспекті видалення або трансформації одного з блоків, дозволяє у подальшому передбачити просторову сукцесію очисних агентів та визначити раціональну послідовність їх включення у процеси очищення води.

Для очищення води замкнутої системи водопостачання УЗВ від сполук амонійного Нітрогену найраціональнішим способом буде такий, що забезпечить його трансформацію у білкову масу рослин, тому у технологію очищення стічної води потрібно включити стадію біологічного очищення у фітореакторі, що, безумовно, буде відігравати ключову роль. Тому в роботі здійснено аналіз обмежуючих факторів та обґрунтування доцільності залучення до процесів очищення окремих видів макрофітів. Другим критерієм вибору перспективних для культивування видів є їх кормова цінність, яка дозволить мінімізувати втрати, пов'язані з особливостями метаболізму риб. Рівноцінну альтернативу такій конверсії незасвоєних рибами компонентів корму складає технологія аквапоніки, яка дозволяє трансформувати амонійний Нітроген у сільськогосподарську продукцію або рослинну продукцію декоративної аквакультури.

Позитивна роль рослин в межах природного чи штучно створеного водного контуру полягає у асиміляції багатьох сполук, що є продуктами метаболізму представників тваринного світу та продукуванні власних метаболітів, що не чинять негативної дії на риб.

Ефективне видалення сполук Нітрогену в процесі їх асиміляції рослинами може відбуватись лише при створенні умов, наближених до оптимальних для

культивованих видів. Дане завдання суттєво звужує вибір перспективних для вирощування у інтегрованому комплексі видів, адже економічна доцільність підтримання необхідних параметрів буде визначатись інтенсивністю самого процесу очищення оборотної води.

Для розробки технології очищення стічних вод УЗВ з використанням системи аквапоніки можна скористатись досвідом вирощування сільськогосподарських культур у таких умовах. Коренева система рослин розміщується в інертному волокнистому або сипучому субстраті, крізь який протікає насичена поживними речовинами вода. Відповідно, для підтримки концентрацій основних мікро- та макроелементів у живильний розчин постійно вводять необхідний набір добрив. Розчинені сполуки Нітрогену та Фосфору, якими забруднена оборотна вода УЗВ, знаходяться у доступній для вищих та нижчих рослин формах. Окрім того, продукти метаболізму риб містять сполуки Кальцію, Магнію, Калію та інших важливих для розвитку рослин елементів.

Системи аквапоніки, інтегровані з прісноводними УЗВ, являють собою лише перший крок до створення комплексної мультитрофічної аквакультури у даному сегменті індустріального рибництва [251], але навіть він дозволив суттєво підвищити ефективність відновлення якості води порівняно із класичними технологіями, які використовували в УЗВ з середини ХХ століття.

Оскільки вимоги до вмісту поживних речовин у системі аквапоніки змушують вносити у воду додаткові підживлювальні суміші, необхідний ретельний контроль концентрацій їх складових при поверненні оборотної води у басейни. Одним з варіантів вирішення такої системної проблеми аквапоніки може бути організація в її межах двох розділених потоків, – оборотної води рибницького господарства та підживлювального контуру, що містить необхідні додаткові мікро- та макроелементи (рис. 3.1).

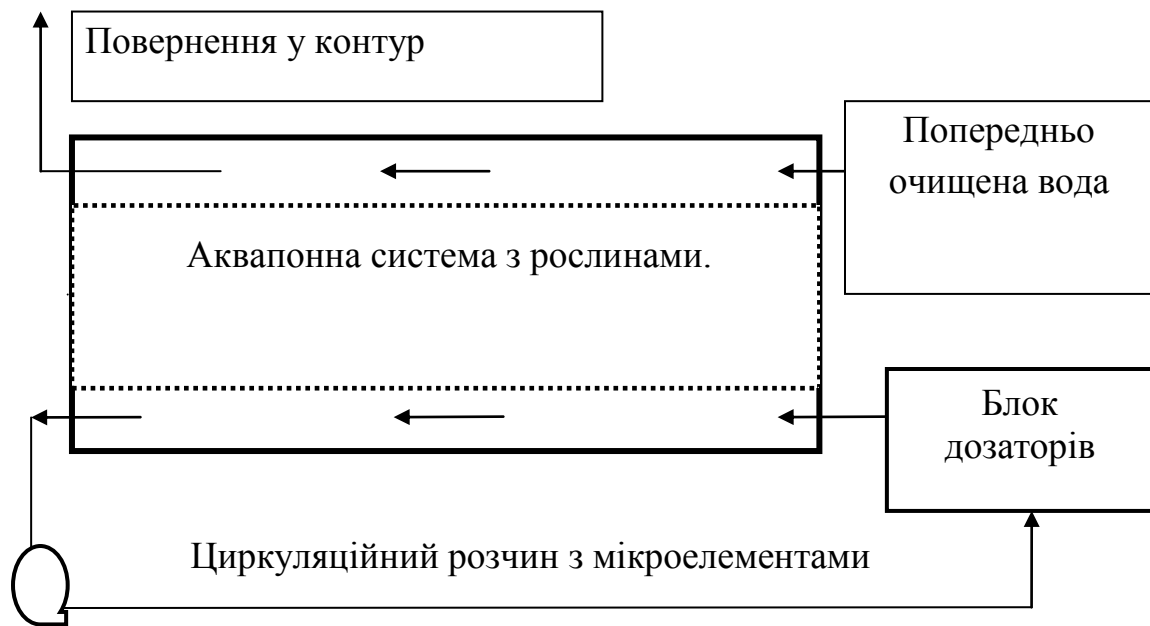


Рис. 3.1 Принципова схема доочищення оборотної води від сполук Нітрогену та Фосфору у системі аквапоніки з розділеними потоками

Щільний волокнистий матеріал, у якому розміщується коренева система рослин, запобігатиме перемішуванню води з різних контурів, а рослини матимуть можливість вибірково засвоювати необхідні поживні елементи. Використання легких сипучих матеріалів в ролі інертного наповнювача у такому разі буде обмежене.

Рівномірний розподіл води по усій довжині лотка забезпечує швидке надходження поживних речовин в однаковій кількості усім рослинам, але при такій схемі подачі води у споруду системи збору та відведення очищеної води, як і система розподілу, виявляються доволі громіздкими. Окрім того, гідравлічний режим, який потрібно створити у лотку, не дасть можливості забезпечити тривалість контакту рослин із забрудненою водою більше, ніж 10 хв. Внаслідок цього ефекти очищення за Нітрогеном та Фосфором будуть становити 10-40%.

При подачі води з торцевої частини лотка та відведення з протилежного боку, тривалість контакту води з кореневою системою рослин залежатиме від довжини лотка та гідравлічного навантаження. Тому, для забезпечення необхідних ефектів очищення за Нітрогеном та Фосфором, величина

гідравлічного навантаження повинна бути визначена експериментальним шляхом. За такої схеми концентрації біогенних елементів у воді знижуватимуться поступово, тому буде доцільно залучити до процесів очищення води різні види рослин, висаджуючи на початку більш резистентні до концентрацій амонійного Нітрогену види (рис. 3.2).

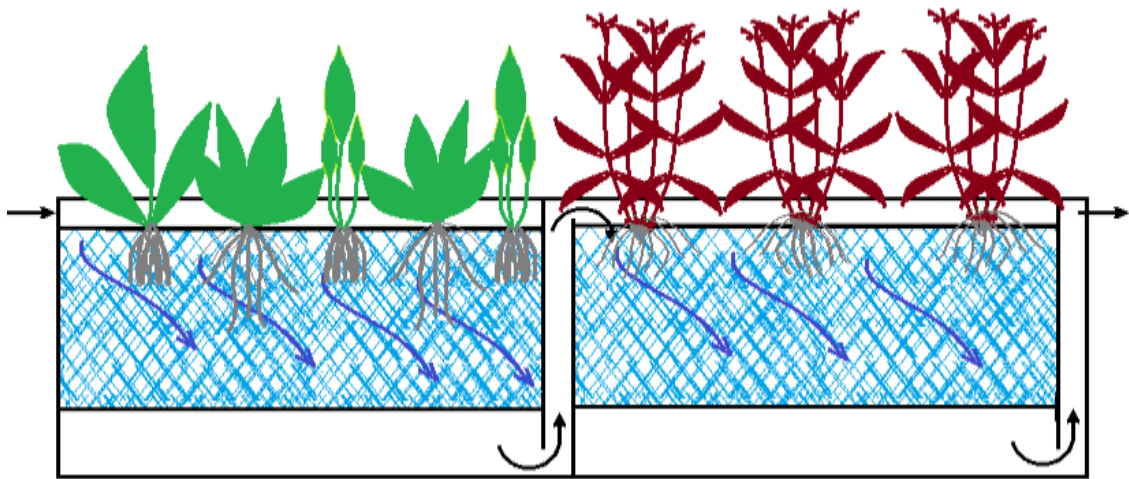


Рис. 3.2. Організація поетапного очищення оборотної води у системі гідропоніки з декількома видами культур

Зважаючи на суттєві коливання добової потреби у мікро- та мікроелементах плодів рослин залежно від періоду їх вегетації, здійснити розрахунок їх очисного потенціалу за Нітрогеном або Фосфором виявляється доволі складно. Окрім того, залежно від виду, рослини також відрізняються за потребою в основних поживних елементах.

Успішний досвід вирощування сільськогосподарських культур у інтегрованих з сучасними УЗВ системі, підтверджує перспективи вирощування в аналогічних умовах представників декоративних вищих водних рослин, здатних інтенсивно розвиватись у повітряному середовищі. У таких системах вилучення сполук Нітрогену та Фосфору відбуватиметься за рахунок кореневого живлення рослин. Наявність стійкого попиту на продукцію декоративної аквакультури, відсутність у необхідності забезпечення сертифікації, обов'язкової для харчової продукції, простота вирощування та

висока рентабельність дозволяють розглядати такий напрямок як один з перспективних для малопотужних УЗВ. Обмежені потреби ринку України у продукції декоративної аквакультури можуть бути компенсовані виходом на ринки країн Європи, що забезпечить отримання додаткових прибутків. З огляду на це, вибір рослин для культивування у системі аквапоніки буде орієнтуватись, у першу чергу, на їх комерційну цінність, а відведення додаткових площ під інтегровану систему очищення оборотної води компенсуватиметься прибутками від реалізації додаткової товарної продукції, вирощеної в УЗВ.

Фізико-хімічні параметри оборотної води визначатимуть як можливість рослин розвиватись у такому середовищі, так і доступність необхідних для росту макро- та мікро елементів. Характерний діапазон коливань концентрації амонійного Нітрогену, фосфатів та інших розчинених сполук дозволяє припустити, що інтенсивно розвиватись в умовах фітореактора будуть макрофіти, які пристосовані до помірного та сильного рівня забруднення водойм. Температура оборотної води УЗВ дозволяє цілорічно культивувати в межах замкнутого контуру інтегрованої мультитрофічної аквакультури представників тропічної та субтропічної зони, що володіють швидшими темпами росту та значною елімінаційною потужністю. Окрім того, цілеспрямована зміна температури води для оптимізації процесу культивування рослин буде економічно недоцільною, – адже в межах тепловодних УЗВ вода підігрівається саме до температурного оптимуму культивованого виду риб. Саме витрати на терморегуляцію у осінньо-зимовий період є однією зі статей витрат, що обґрунтовують доцільність повторного використання води після відновлення її якості. Тому аналіз можливості вирощування окремих видів рослин у ролі очисних агентів слід проводити з урахуванням температурного фактору.

Порівняно із системами аквапоніки, фітореактор із вищими водними рослинами характеризується рядом технологічних переваг:

- у фітореакторі можна ефективно підтримувати визначену біомасу очисних агентів;

- забезпечувати роботу споруди при стабільній асиміляційній потужності за амонійним Нітрогеном, тоді як при вирощуванні томатів чи інших плодово-ягідних культур їх біомаса впродовж вегетації і, відповідно, очисна потужність змінюються;
- плаваючі водні рослини знаходяться безпосередньо у водному середовищі (у забрудненій воді, або на її поверхні), тому видаляють забруднення не лише за рахунок кореневого живлення;
- фітореактор працює безперервно, видалення надлишкової біомаси відбувається вручну або автоматизовано без зупинки споруди, тоді як вирощування культурних рослин характеризується циклічністю – після завершення плодоношення необхідно висаджувати молоді рослини;
- практично весь приріст біомаси рослин-очисних агентів можна згодовувати риbam, отже вирішується проблема утилізації значної частини побічних продуктів, що утворюються у процесі відновлення якості забрудненої води; на противагу – процес вирощування однорічних культурних рослин передбачає утворення біомаси пагонів або листя, яку потрібно вилучати і неможливо використати для харчових або кормових цілей (наприклад, пасльонові);
- фізико-хімічні показники забрудненої у басейнах води дозволяють після попереднього видалення основної маси нерозчинених сполук ефективно культивувати у ній плаваючі водні рослини (здатні розвиватись у таких умовах); для забезпечення росту та плодоношення більшості сільськогосподарських культур гідропоніки у воду необхідно вносити додаткові макро- і мікроелементи, забезпечувати стабілізацію рН;
- робота фітореактора у складі очисних споруд не вимагатиме додаткової кваліфікації обслуговуючого персоналу, тоді як для системи гідропоніки з вирощуванням культурних рослин такий персонал зі знанням основ рослинництва і особливостей гідропоніки є обов'язковим;
- можливість ефективного поєднання асиміляції сполук Нітрогену з видаленням розчинених органічних сполук в межах комбінованої споруди з метою інтенсифікації процесів очищення та економії площ під очисні споруди.

Біологічне очищення води, являючи собою трансформацію забруднюючих речовин у результаті метаболічної активності очисних агентів, мінералізацією органічних сполук та надходженням у воду катаболітів. Оскільки основною задачею при розробці біотехнології згідно концепції ІМТА є забезпечення максимальних ефектів очищення за сполуками Нітрогену, розчиненими та нерозчиненими органічними речовинами, при включенні до процесів відновлення оборотної води окремих груп очисних агентів необхідно здійснити аналіз шляхів трансформації видалених забруднень та продуктів метаболізму, що надійдуть у воду. Окрім того, кожний біореактор має бути конструктивно адаптований для культивування у ньому певного біоценозу. Включення визначеної групи гідробіонтів у процеси очищення оборотної води передбачає забезпечення належних умов для їх існування, росту та розмноження. Тому очевидною є потреба розробки адаптованих до еколого-біологічних особливостей таких груп біореакторів. Визначальними умовами ефективного очищення води у спорудах є можливість контролю чисельності очисних агентів та структури біоценозу споруди, підведення води з параметрами, що відповідають їх вимогам, та своєчасне виведення катаболітів з біореактора. Оскільки біореактори, що включені до комплексної схеми очищення, розташовано у послідовно з'єднаний технологічний ланцюжок, параметри води на виході з попереднього мають бути враховані як вхідні параметри середовища для гідробіонтів наступного за рухом води біореактора. Також актуальною є задача попередження виносу з біореактора очисних агентів, які культивуються цілеспрямовано, адже за розробленою технологією приріст їх біомаси забезпечує конверсію незасвоєних рибами компонентів кормів. Водночас, винос із біореактора тих мікроорганізмів, що розвиваються у структурі біоценозу споруди неконтрольовано, необхідно розглядати у двох аспектах. Якщо представники такої мікрофлори потенційно можуть бути спожиті культивованими організмами і кількість утворених в процесі очищення твердих відходів знизиться, винесення цієї частини біоти з очисної споруди треба максимально попередити. У разі, якщо такі мікроорганізми вступають у

конкурентні відносини із гідробіонтами, що культивуються цілеспрямовано, або мають здатність до паразитичного способу живлення, необхідно забезпечити всі умови для максимального виносу їх із споруди.

Очисна потужність біореакторів за визначеними забрудненнями у складі комплексної технології очищення буде визначатись інтенсивністю трансформації даних забруднень біоценозом споруди та питомою біомасою очисних агентів у ній. У разі абсолютного домінування у складі біоценозу одного з культивованих видів, саме його питома маса і темпи метаболізму визначатимуть ефективність протікання процесів очищення за визначеними забрудненнями. Відповідно, на основі біотрансформаційного потенціалу окремих очисних агентів за основними забрудненнями УЗВ можна прогнозувати очисну потужність біореакторів.

Біотрансформаційний потенціал тих чи інших гідробіонтів, перспективних для культивування у ролі очисних агентів, можна оцінити, виходячи з питомої кількості забруднень на одиницю біомаси, які у процесі життєдіяльності даний об'єкт трансформує у неорганічну форму або у власну біомасу. Оскільки в процесі теоретичних досліджень було визначено шляхи трансформації основних забруднень УЗВ та найперспективніші види очисних агентів, задачею експериментальних досліджень є встановлення біотрансформаційного потенціалу окремих видів гідробіонтів в умовах культивування у біореакторах для очищення оборотної води УЗВ.

Оскільки в межах нової технології визначено види гідробіонтів, здатних до ефективної трансформації окремих забруднень, їх біотрансформаційний потенціал визначається саме за даним забрудненням, або їх групою. Потенціал кожної групи гідробіонтів необхідно визначати в біореакторі, конструкцією якого передбачено культивування визначених видів очисних агентів або формування певного складу біоценозу. Отримані результати дозволять прогнозувати потенційну очисну потужність біореактора за визначеним видом забруднень та приріст біомаси очисних агентів у ньому.

При оцінці очисного потенціалу за нерозчинними органічними забрудненнями таких представників водної фауни, як молюски, черви та вищі ракоподібні необхідно зважати на основну їх функцію у процесах самоочищення водойм та особливості метаболізму. У замкнутому контурі УЗВ вони разом із гетеротрофною мікрофлорою є причиною вторинного забруднення води, що проявляється у процесах амоніфікації, виділення метаболітів у формі органічних сполук. Водночас, у процесі метаболізму дані гідробіонти забезпечують мінералізацію нерозчинених забруднень та поїдають мікробіоту, чим суттєво знижують кількості утворених відходів, забезпечують їх високий рівень мінералізації та покращують седиментаційні властивості. Отже, більш раціональним та об'єктивним показником очисного потенціалу ракоподібних молюсків та червів є «десапробізаційний потенціал» – комплексний показник, який характеризує швидкість деструкції певної органічної речовини окремим представником біоти. Даний показник дозволяє визначити необхідну біомасу очисних агентів певного виду для забезпечення трансформації потенційного навантаження на замкнуту систему у вигляді нерозчинених домішок. Для оцінки десапробізаційного потенціалу необхідно визначити кількість трансформованих нерозчинених забруднень оборотної води УЗВ одиницею біомаси очисних агентів та зміну їх зольності у процесі трансформації.

3.3. Видалення сполук Нітрогену та Фосфору шляхом асиміляції водними рослинами

3.3.1. Аналіз особливостей реалізації процесу в умовах замкнутого контуру аквасистеми та вибір найбільш перспективних груп очисних агентів.

Технологія вирощування рибницької продукції в умовах УЗВ та особливості формування забрудненої води, що потребує очищення для можливості її повторного використання, зумовлюють певні особливості роботи фітореактора, включеного у інтегровану аквасистему. Більшість параметрів забруднень та фізико-хімічних характеристик води на виході з рибницьких басейнів характеризуються незначними коливаннями, відносно незмінним залишається також і гідравлічний режим у господарстві. Оскільки головною функцією фітореактора у технології комплексного очищення є видалення сполук Нітрогену та Фосфору до рівня, що дозволить використовувати воду повторно (з урахуванням розбавлення підживлювальною водою), необхідний ефект очищення буде залежати від концентрації даних забруднень на вході, допустимої концентрації для вирощуваного виду риб та проектної частки підживлювальної води у замкнутому контурі. Рослини, що культивуються у фітореакторі, мають практично повністю асимілювати ту кількість біогенних елементів, яка надходить із забрудненою водою у споруду. З огляду на це, виникає потреба у визначенні найперспективніших видів для культивування з метою очищення води.

На основі аналізу шляхів включення Нітрогену в доступних для макрофітів формах [252], можна визначати шляхи видалення та трансформації даного елемента з оборотної води рибницьких господарств. При поглинанні рослинами амоній-йону, як і при асиміляції нітратів основним продуктом є глютамін (рис. 3.3.)

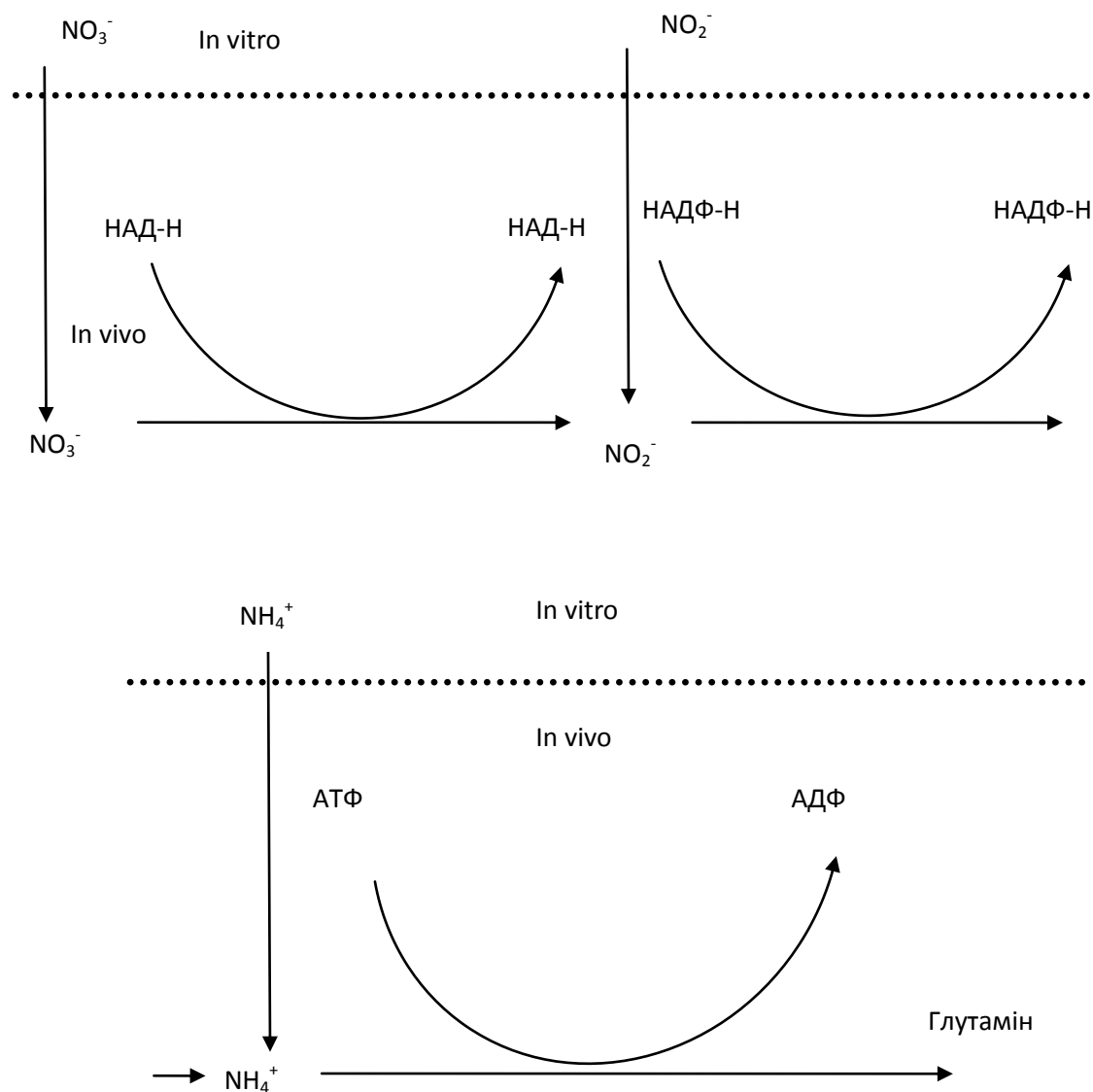


Рис. 3.3. Шляхи включення Нітрогену у метаболізм макрофітів [252]

Тонкий епідерміс занурених у воду листових пластинок макрофітів дозволяє поглинати Нітроген усією поверхнею, плаваючі на поверхні рослини так само активно можуть асимілювати його за допомогою кореневої системи. Оскільки амонійний Нітроген є продуктом прямої асиміляції, а також відновлення нітрат- та нітрит йонів, рослини в процесі живлення надають перевагу саме NH_4^+ . Така вибірковість для різних видів рослин є індивідуальною, для її врахування при моделюванні процесів видалення з води сполук Нітрогену рекомендують використовувати формулу Фашама (1990):

$$f_N(C_{NO_3}, C_{NO_2}, C_{NH_4}) = f'_N(C_{NO_3}, C_{NO_2}) + f''_N(C_{NH_4}) =$$

$$= \frac{(C_{NO_3} + C_{NO_2}) \cdot \exp(-K_* C_{NH_4})}{K_{NO_3} + (C_{NO_3} + C_{NO_2})} + \frac{C_{NH_4}}{K_{NH_4} + C_{NH_4}}. \quad (3.1)$$

Глутамін, як проміжний продукт асиміляції амонійного Нітрогену, незалежно від того, чи він утворений внаслідок відновлювального метаболізму нітрат-йону, чи є продуктом прямої асиміляції з водного середовища, бере участь в синтезі амінокислот (рис. 3.4).

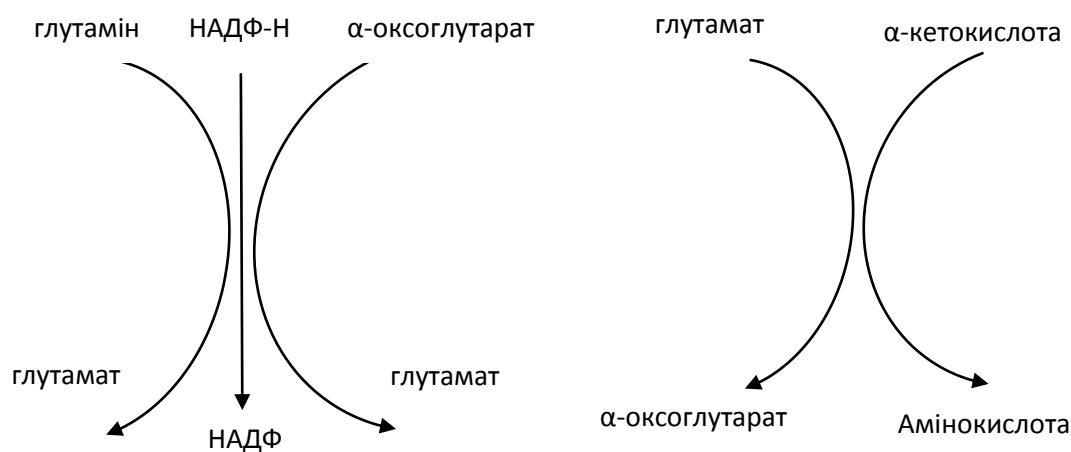


Рис. 3.4. Біохімічний цикл включення Нітрогену з зовнішнього середовища до складу амінокислот [252]

У подальшому асимільований Нітроген у складі амінокислот в процесі біосинтезу перетворюється у білки рослин. Відповідно, в процесі очищення оборотної води від сполук Нітрогену у фітореакторі не утворюються побічні продукти, що, у порівнянні з технологією нітри-денітрифікації, є беззаперечною перевагою.

Реалізація елімінаційного потенціалу одноклітинних водоростей в умовах УЗВ буде суттєво обмежуватись наявністю у воді дрібнодисперсних домішок, проблемою відділення біомаси водоростей від води та утримування їх у проточному фітореакторі. Попри те, що надлишкова біомаса окремих

представників одноклітинних прісноводних водоростей потенційно може бути використана в якості білкового компоненту кобмікормів, окрему увагу слід приділили можливості культивування у інтегрованій аквакультурі представників прісноводних червоних (*Cormorogon*) та нитчастих (*Cladophora*) водоростей. Червоні водорості, які поширені у тропічних водоймах, прикріплюються до будь-якого твердого субстрату, утворюючи щільний волокнистий покрив. Зарості нитчастих водоростей можуть формуватись як на вільній від вищих рослин ділянці водойми, так і між рослинами, корінням дерев чи на кам'янистому ґрунті, закріплюючись таким чином на певній території. Дані властивості дозволяють ефективно культивувати такі види у проточному фітореакторі. Також позитивними ознаками обох груп водоростей є їх пристосованість до значного органічного забруднення водойм та можливість розвиватись при низькій інтенсивності освітлення. Практика боротьби з нитчаткою та комсопогоном в умовах декоративної аквакультури, а також аналіз їх хімічного складу дозволяють стверджувати, що в умовах замкнутого контуру УЗВ ріст таких водоростей буде лімітуватись, у першу чергу, Фосфором, оскільки оптимальне співвідношення N/P для них коливається у діапазоні 1-3. Такі особливості відкривають перспективи використання червоних та нитчастих водоростей для доочищення від біогенних сполук, а також дозволяють розглядати їх як субстрат для розвитку перифітону. Таким чином, за умови рівномірного розподілу та подачі води зверху і розташування носіїв з водоростями на дні фітореактора для вищих водних рослин, останні будуть мати конкурентні переваги завдяки кращим умовам інсоляції та надходженню біогенних елементів. Наявність на дні фітореактора носіїв з водоростями дозволить підвищити його очисну потужність за сполуками Нітрогену та Фосфору, а також за БСК та ХСК завдяки перифітону, що розвиватиметься на поверхні водоростей.

Серед водних рослин існує багато груп, що відрізняються стійкістю до органічного забруднення та можливостями пристосування до параметрів оборотної води рибацьких господарств. Відповідно, для зручності подальшого

аналізу доцільності культивування в умовах УЗВ, можна виділити наступні групи вищих рослин: плаваючі на поверхні, укорінені повітряно-водні, укорінені та неукорінені занурені водні рослини.

Більшість повітряно-водних рослин, здатних інтенсивно видаляти з води основні біогенні елементи, відносять до групи геліофітів, вони потребують створення належного рівня освітлення при культивуванні їх в межах закритого приміщення. Тому найраціональнішим шляхом залучення даної екологічної групи рослин до процесів очищення оборотної води є їх сезонне культивування в умовах ветландів чи біоставків, обладнаних системою для подачі та відведення води. Одночасно з використанням в таких спорудах очисного потенціалу поширених у нашому регіоні представників повітряно-водних рослин [253-255], із настанням сприятливого температурного режиму, у ставки можна вносити культивовані в інтегрованій аквакультурі тропічні види. Такий спосіб очищення забезпечить заощадження коштів на освітлення фітореактора впродовж вегетаційного періоду. Порівняно низька очисна потужність споруд, призначених для очищення води у природних умовах, має бути компенсована зростанням їх загальної площі. Відсутність шляхів ефективного використання приросту біомаси є одним з факторів, що обмежує доцільність вирощування рослин у штучно створених контрольованих умовах. Перспектива використання асиміляційного потенціалу рослин у природних умовах обмежується достатньо коротким вегетаційним періодом рослин, але комплекс ветландів може бути включений у технологію відновлення якості води СОВ чи УВЗ як сезонна альтернатива фітореакторам, розташованим у закритому приміщенні [256, 257]. Окрім того, дані споруди можуть використовуватись для попереднього видалення біогенних елементів з води, яка відбирається в поверхневому джерелі водопостачання, оскільки значна частина водотоків характеризується забрудненням внаслідок антропогенної діяльності [258-260].

Вимоги рослин до інтенсивності освітлення з одного боку характеризуватимуть їх темпи росту та елімінаційний потенціал, з іншого – визначатимуть економічну доцільність культивування, яка значною мірою

залежить саме від витрат на забезпечення штучного освітлення. Оскільки інтенсивність фотосинтезу у клітинах рослин буде залежати від параметрів освітлення, також необхідно зважати й на процеси розсіювання та поглинання світла у товщі води. Тому пріоритетними для культивування можна вважати види, що здатні зростати над поверхнею води або формують на поверхні основну частину листків. У такому разі ефективність використання штучних джерел освітлення буде найвищою та не залежатиме від вмісту у воді нерозчинених домішок.

Важливим чинником, від якого залежатиме очисна потужність фітореактора, є питома біомаса рослин, що може розвиватись на одиниці його площі. Аналіз літературних джерел, власних досліджень умов зростання макрофітів у природних водоймах [261-263] та результатів експериментальних досліджень має на меті встановити раціональні межі щільності посадки рослин, за яких буде забезпечено найвищу очисну потужність споруди та належні ефекти очищення за сполуками Нітрогену та Фосфору.

У більшості сильнозабруднених водойм занурені водні макрофіти зустрічаються доволі рідко, що пов'язано не тільки зі складом і концентраціями розчинених забруднень, а й присутністю у воді значної кількості завислих речовин. Тому найбільш суттєві обмеження при культивуванні занурених водних рослин пов'язані з можливістю інтенсивного налипання дрібнодисперсних забруднень на поверхню листової пластинки та припинення внаслідок цього асиміляції біогенних елементів. Враховуючи, що завислі домішки оборотної води погано видаляються при відстоюванні або фільтруванні, можливість очищення води з використанням занурених макрофітів у ролі основного елімінатора сполук Нітрогену в інтегрованій системі представляється сумнівною. Водночас, для доочищення оборотної води після проходження основних етапів технології занурені рослини можуть бути використані. Попри те, що більшість видів, які здатні зростати у зазначених умовах, не потребують яскравого освітлення при культивуванні у фітореакторі та характеризуються простотою контролю їх біомаси у споруді, вони переважно

не представляють кормової цінності для риб, тому забезпечити їх трансформацію у біомасу рибницької продукції також немає можливості.

Повітряно-водні укорінені рослини найкраще серед інших пристосовані до наявності у воді завислих органічних сполук; основне їх живлення відбувається за рахунок кореневої системи, газообмін найбільш ефективний у надводній частині рослин, де листові пластинки не вкривається мулом. Водночас, особливості морфології таких рослин вимагають створення у фітореакторі спеціального субстрату для розвитку кореневої системи та забезпечення протікання забрудненої води саме через такий субстрат. Також необхідно зважати, що періодично необхідно проводити видалення відмерлих рослин і пересадку молодих на їх місце. Такі роботи потребуватимуть тимчасового припинення подачі води на очищення та зумовлять коливання очисної потужності споруди.

Аналіз переваг та недоліків окремих рішень при видаленні сполук Нітрогену з оборотної води УЗВ представлено на рис. 3.5.

Позитивний досвід використання неукорінених плаваючих на поверхні рослин, переважно – представників підродини ряскових, у процесах очищення господарсько-побутових та промислових стічних вод дозволяє охарактеризувати дану групу рослин як найбільш перспективну для культивування у фітореакторі.

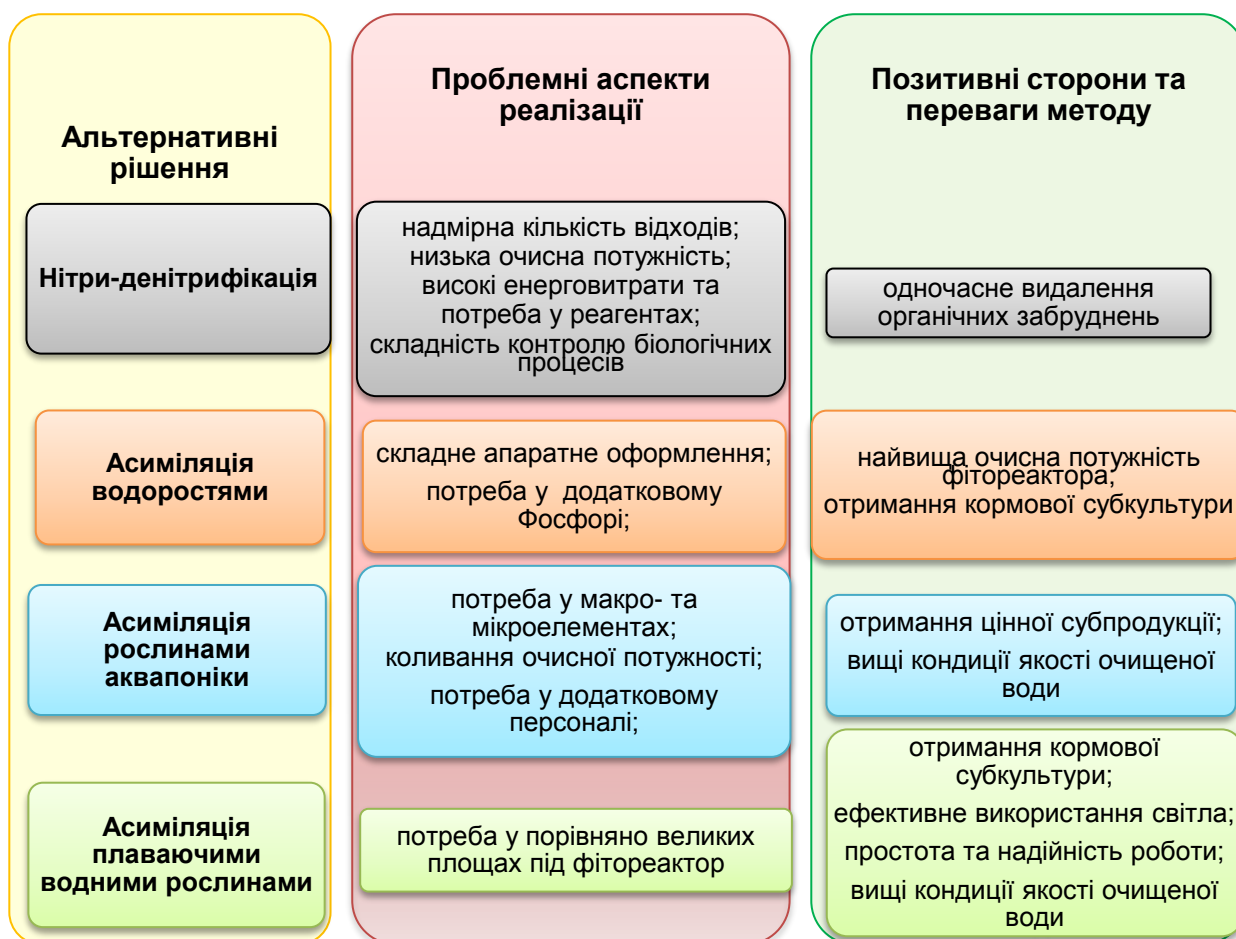


Рис. 3.5. Переваги та недоліки альтернативних шляхів видалення сполук Нітрогену з оборотної води риблицьких господарств

Наявність завислих речовин у воді також не перешкоджатиме розвитку плаваючих водних рослин, адже верхня частина листової пластинки більшості таких макрофітів знаходиться над водою та забезпечує необхідний газообмін, а асиміляція мінеральних сполук відбувається за рахунок кореневої системи або нижньої частини листової пластинки. Оскільки коренева система плаваючих рослин знаходиться у товщі води, на її поверхні відбувається розвиток перифітону, організми якого не шкодять рослинам або навіть вступають у симбіотичні відносини. Пригнічення розвитку таких рослин відбувається лише за умови щільного обростання їх підводної частини водоростями, яке ускладнює фотосинтез вищих водних рослин. В умовах інтегрованої аквасистеми УЗВ дані чинники не становлять суттєвої загрози, тому ними можна знехтувати. Фітореактор із плаваючими водними рослинами не

потребуватиме субстрату для розвитку їх кореневої системи, видалення розчинених забруднень відбуватиметься безпосередньо у товщі води. Така особливість суттєво спрощує конструкцію споруди, у якій необхідно передбачити лише захисні пристрої для попередження виносу рослин зі споруди. Виходячи з особливостей екології даної групи рослин, можна зробити висновок, що інтенсивність освітлення має значний вплив на їх життєдіяльність. В умовах фітореактора з плаваючими рослинами ефективність використання штучних джерел освітлення буде найвищою, адже необхідно забезпечити освітлення лише поверхні споруди. Дана перевага дозволяє компенсувати недоліки, пов'язані з обмеженими можливостями ефективного використання товщі шару води та необхідністю відведення під такий фітореактор значних площ.

Таблиця 3.1.

Порівняльна характеристика умов культивування різних груп рослин

Параметри при культивуванні	Занурені водні рослини	Плаваючі водні рослини	Повітряно-водні рослини	Рослини у гідропоніці
Щільність посадки, кг/м ²	2-4	4-6 (10)	2-10	2-10
Швидкість подвоєння біомаси, діб	8-10	2-4 (5)	5-8	10-15
Можливість використання біомаси	-	Підгодовля риб (доброво)	Декоративна аквакультура	Харчові продукти
Проблемні аспекти	Інтенсивне обростання поверхні	Значні площі під споруди	Обмежені можливості реалізації	Різні вимоги до якості води

Ряскові як найперспективніша для культивування група вільноплаваючих вищих водних рослин, характеризуються найменшими серед усіх рослин розмірами, що також дозволяє ефективно культивувати їх у штучних умовах. Основними рисами, що обґрунтовують доцільність використання в якості очисних агентів саме цієї систематичної групи є швидкі темпи росту,

невибагливість до умов водного середовища, висока кормова цінність фітомаси. Розмноження вегетативним способом також суттєво спрощує культивування ряскових у фітореакторі порівняно з іншими вищими водними рослинами. Таким чином, ряскові виявляються найзручнішим технологічним об'єктом для культивування у штучних умовах, зокрема – для видалення з оборотної води УЗВ сполук Нітрогену та Фосфору. Ряскові, які досліджувались нами, відносяться до кількох видів, сучасне систематичне положення яких згідно з системою Angiosperm Phylogeny Group III (2009) наступне [243]:

Відділ *Magnoliophyta* Cronquist, Takhtajan & W. Zimmermann

MONOCOTS (Однодольні)

Порядок Alismatales R.Br. ex Bercht. & J.Presl

Родина Araceae Juss.

Рід *Lemna* L.

1. Ряска горбата – *L. gibba* L.
2. Р. мала – *L. minor* L.
3. Р. триборозенчаста – *L. trisulca* L.

Рід *Wolffia* Schleid.

4. Вольфія безкоренева – *W. arrhiza* (L.) Horkel ex Wimm

Рід *Spirodela* Schleid

5. Спіродела багатокоренева – *S. polyrrhiza* (L.) Schleid.

3.3.2. Дослідження динаміки приросту ряскових при культивуванні у забрудненій воді УЗВ. Видалення Нітрогену в фітореакторі з рясковими відбувається завдяки прямій асиміляції рослинами з подальшим його перетворенням у білки та амінокислоти рослин. Таким чином, асиміляційна потужність ряскових за Нітрогеном буде визначатись вмістом даного елемента у хімічному складі макрофітів та темпами приросту їх біомаси. Дослідження динаміки росту перспективних для культивування в УЗВ видів дозволить визначити їх очисний потенціал не лише за Нітрогеном, а й іншими макроелементами, зокрема – Фосфором. Очевидно, що максимальні темпи росту рослин будуть реалізовані лише при наближенні до оптимальних значень усіх параметрів, що впливають на життєдіяльність макрофітів.

На динаміку росту ряскових впливає широкий ряд абіотичних факторів, найважливішими серед них є температура води, інтенсивність та тривалість освітлення, рН води, доступність макро- та мікроелементів. Визначення раціональних значень даних параметрів необхідно проводити з урахуванням комплексної дії на приріст рослин інших абіотичних факторів.

Основними біотичними факторами, що можуть негативно впливати на ріст рослин, є паразитизм окремих груп водоростей та грибів [264], та пошкодження спеціалізованими фітофагами [265, 266]. В умовах очисних споруд УЗВ поява останніх є малоймовірною, але для запобігання розвитку їх на поверхні фітореактора достатньо передбачити періодичну ультрафіолетову обробку. Межі оптимуму середовища для ряскових були визначені на основі досліджень культивування представників родини у природних та штучних умовах [206, 211, 267, 268] та результатів власних досліджень [269-271]. В умовах фітореактора існує можливість забезпечувати рекомендовані діапазони за деякими з параметрів (інтенсивність та тривалість освітлення), в інших випадках (температура оборотної води) зміна параметрів води з метою оптимізації умов для культивування рослин є економічно недоцільною.

Як було зазначено вище, температурний режим тепловодних УЗВ можна вважати сприятливим для розвитку представників ряскових. Водночас, доцільність підвищення температури води у фітореакторі при очищенні оборотної води господарств з вирощування лососевих чи осетрових потребує економічного обґрунтування. Температуру води в межах 18-24°C більшість дослідників вважають оптимальною для розвитку ряски малої, тому при очищенні оборотної води тепловодних УЗВ даний параметр перебуватиме у межах оптимуму.

Інтенсивність освітлення та тривалість світлового періоду суттєво відображаються на фотосинтетичній активності рослин та відіграватимуть у ефективності очищення води вирішальну роль. Відповідно до даних наукових джерел [206], оптимальний період освітлення для ряски малої та ряски горбатой становить 14-16 годин при інтенсивності освітлення в діапазоні 4200-6700 Лк. В

умовах фітореактора для очищення оборотної води УЗВ необхідні параметри освітлення споруди можна забезпечити лише з використанням штучного джерела світла. При організації природної інсоляції (за наявності прозорого даху, вікон) задачею джерела штучного світла буде підтримка тривалості періоду освітлення з визначеною інтенсивністю у заданих межах. Враховуючи зменшення у нічний період обсягів забруднень, що надходять у оборотну воду, затемнений період у роботі фітореактора доцільно організувати саме до ранку. Для визначення раціональних меж тривалості освітлення було заплановано провести дослідження у виробничих умовах.

Гідравлічний режим у споруді створюється з урахуванням очисної потужності фітореактора, яка залежатиме від питомої біомаси рослин на одиниці площі та інтенсивності асиміляції сполук Нітрогену. Для забезпечення перемішування шарів води, що надходять у фітореактор, а також щільного шару рослин з метою рівномірного надходження до рослин поживних елементів в днищі споруди доцільно влаштовувати похилі ребра або забезпечувати перемішування шляхом аерації. Оскільки вітрові та хвильові явища негативно відображаються та розвитку ряскових в умовах природних водойм, у фітореакторі недопустимими є інтенсивна течія та потужний барботаж повітрям. Одним з раціональних способів організації поступового руху забрудненої води без інтенсивного перемішування з частково очищеними порціями є влаштування в межах споруди перегородок, що забезпечать рух води вузькими коридорами. Така система дозволить використовувати в межах однієї споруди декілька видів рослин, які будуть долучатись до процесів очищення відповідно до визначеної послідовності. При культивуванні плаваючих рослин доволі простим є контроль їх кількості на одиниці площі поверхні, забезпечення утримання заданої біомаси в межах фітореактора, а також вилучення надлишкової біомаси. Робоча глибина фітореактора з рясковим може становити 15-20 см, але з урахуванням гідравлічного навантаження, необхідного для забезпечення належного ефекту очищення, вона може бути збільшена до 50 см, причому на інтенсивності росту рослин це не

відобразиться. При культивуванні у фітореакторі ейхорнії мінімальна глибина у споруді має становити 30 см, що пов'язано із розмірами кореневої системи даного виду.

Для дослідження можливості культивування в якості очисних агентів визначених видів водних плаваючих рослин вони були поміщені у ємності з водою, набраною у басейні УЗВ з вирощування кларієвого сома (рис. 3.6). Упродовж експерименту було виявлено, що ряска триборозенчаста та спіродела не змогли адаптуватись до фізико-хімічних параметрів води, рослини практично не розвивались і через деякий час загинули. Ряска мала та вольфія через доволі короткий період адаптації, що становив 3 доби, почали розвиватись, що проявилось у збільшенні чисельності обох видів рослин та зростанні лінійних розмірів екземплярів ряски. Тому подальші дослідження щодо визначення очисного потенціалу рослин проводили лише з ряскою малою та вольфією [272-275].

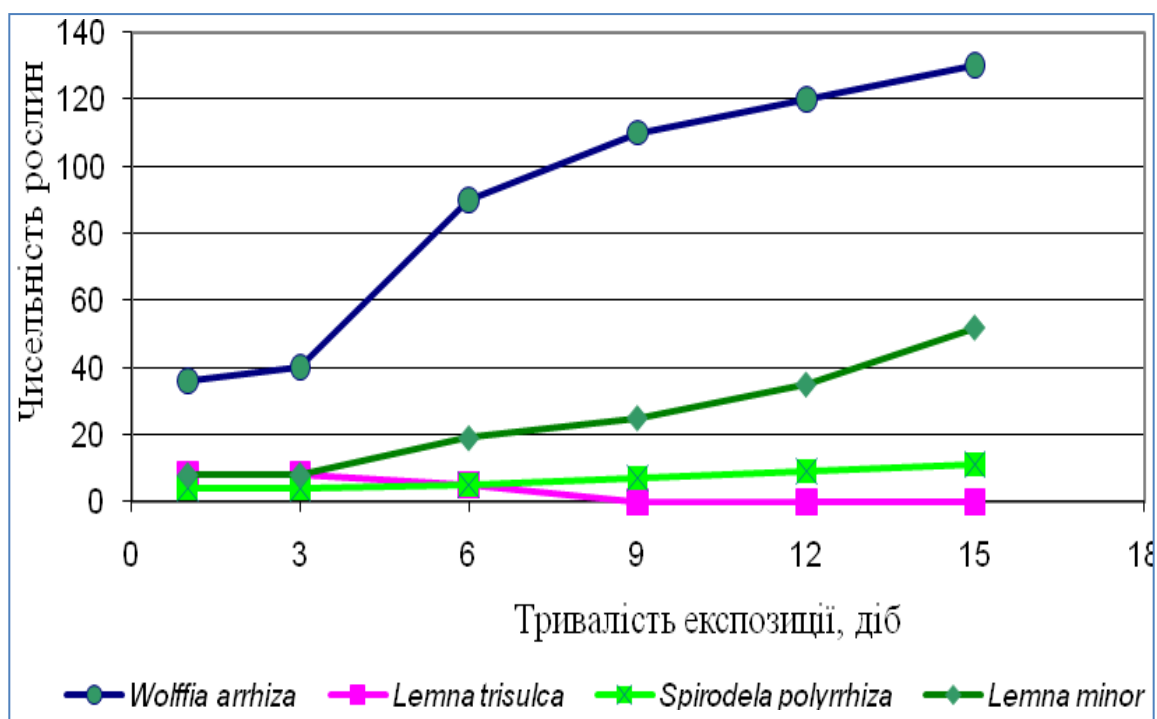


Рис. 3.6. Динаміка росту досліджуваних представників рясових

Для культивування у непроточних умовах були задіяні акваріуми об'ємом по 45 дм³, використовували забруднену воду УЗВ, де вирощували тиліпію та кларієвого сома. Окрім природної інсоляції додаткового освітлення в

акваріумах не здійснювали. В усі ємності вносили вирощені у штучних умовах (акваріумах) культури досліджуваних рослин.

Дослідження динаміки приросту біомаси ряски малої та вольфії було проведено при забезпеченні в межах оптимальних основних абіотичних факторів (температури, концентрацій амонійного Нітрогену та фосфатів) в умовах природної інсоляції у літню пору (рис. 3.7).

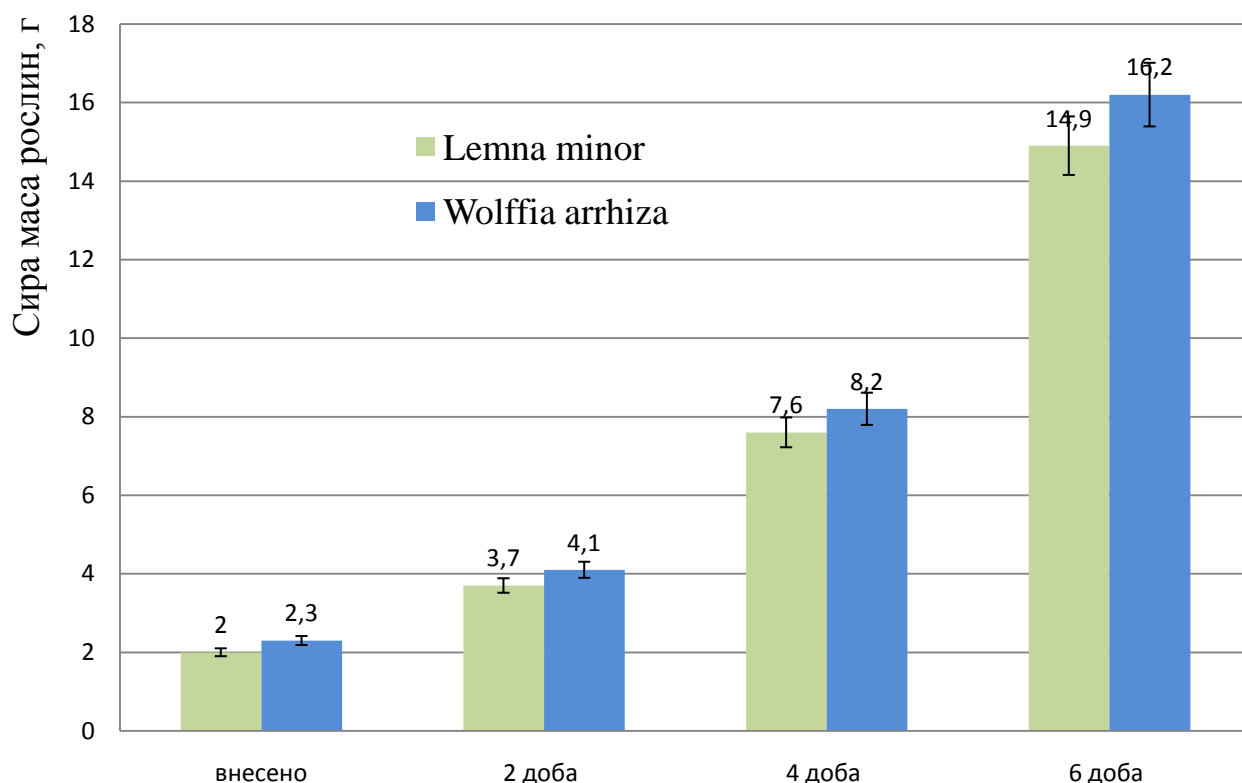


Рис. 3.7. Динаміка росту ряскових в умовах фітореактора

Час подвоєння біомаси досліджуваних рослин, який для даних умов експерименту складав 1,9-3,5 діб [235, 275], є достатньо близьким до максимально можливих темпів росту ряскових при створенні сприятливих умов для їх розвитку за даними інших авторів: $t_{\text{подв.}}=0,8-3,0$ за [276, 277]. Отже, можна стверджувати, що характерні для оборотної води УЗВ кількісні та якісні показники забруднень дозволяють досліджуваним видам рослин ефективно реалізувати асиміляційний потенціал за біогенними елементами у повній мірі.

Дослідження залежності приросту біомаси ряски малої (часу подвоєння) від тривалості періоду освітлення (рис. 3.8) було проведено в умовах

непроточного акваріуму на пробах оборотної води господарства з вирощування кларієвого сома у температурному режимі 25-26°C. Інтенсивність штучного освітлення було забезпечено на вказаному [206] рівні за допомогою люмінесцентних ламп із спеціалізованим для рослин спектром.

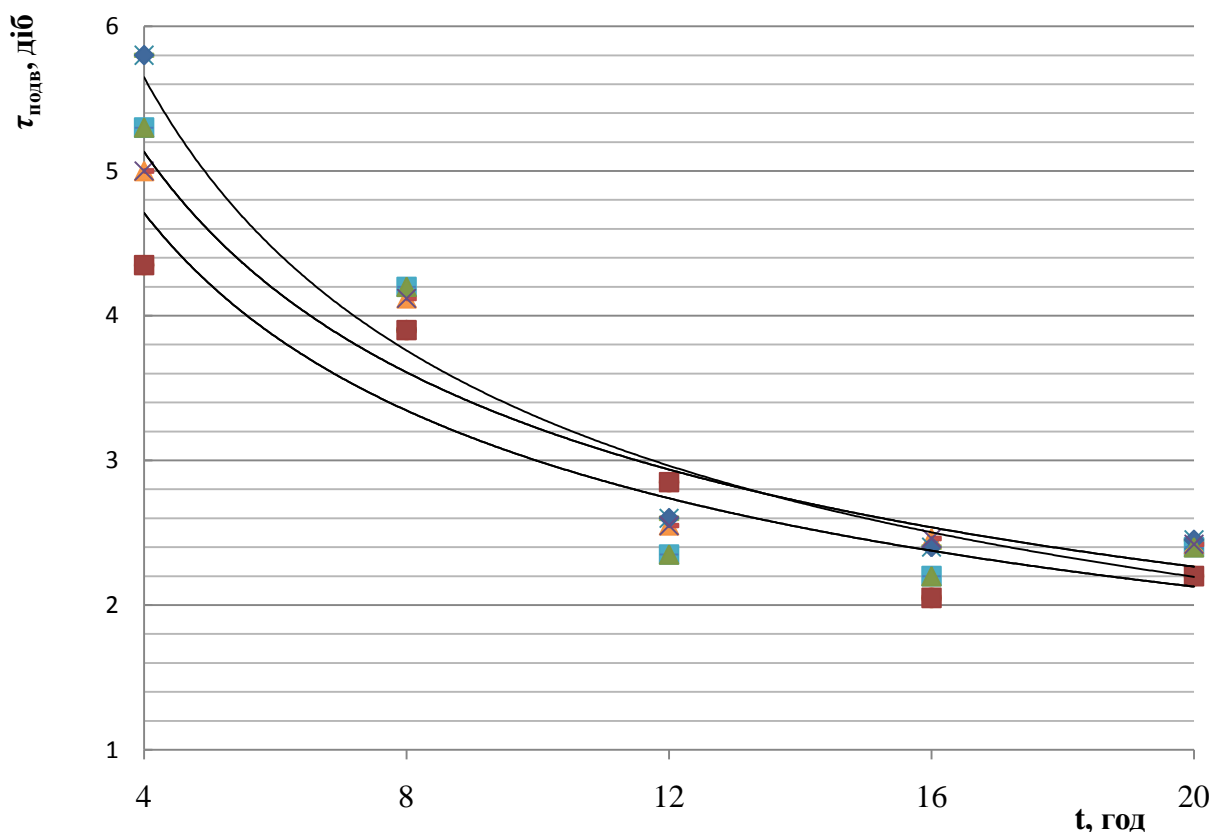


Рис. 3.8. Залежність часу подвоєння біомаси ряскових ($\tau_{\text{подв}}$) від тривалості періоду освітлення (t)

Необхідно зазначити, що максимальні темпи росту ряскових спостерігали лише за умови забезпечення оптимальних параметрів освітлення, наявності у доступній формі необхідних поживних елементів, а також при питомій біомасі рослин в межах 0,8-2 кг сирової маси на 1м² поверхні. Розріджена посадка не сприяє підвищенню темпів росту, оскільки у такому випадку в освітленій товщі води створюються умови для інтенсивного розвитку основних конкурентів вищих водних рослин – водоростей.

3.3.3. Аналіз потенційного лімітування процесів видалення сполук Нітрогену у фітореакторі при дефіциті мікро- та макроелементів. Оскільки видалення основної частини розчинених сполук Нітрогену відбувається у

процесі метаболізму рослин, розрахунок очисної потужності фітореактора необхідно здійснювати з урахуванням особливостей поглинання речовин макрофітами. Спектр сполук та елементів, які рослини засвоюють у процесі росту та розмноження, є доволі широким, але найвагомішими мінеральними елементами у живленні рослин є такі макроеlementи як Карбон, Оксиген, Нітроген, Фосфор, Ферум, Магній, Кальцій, Калій та Натрій. Позитивною рисою таких властивостей метаболізму рослин є можливість видалення з оборотної води окрім основного забруднення – амонійного Нітрогену, інших розчинених забруднень, притаманних рибницьким господарствам – фосфатів, сполук Калію та Натрію, Кальцію та Магнію. Водночас, в умовах фітореактора з рясковими нестача будь-якого з елементів буде лімітувати швидкості видалення найнебезпечнішого для риб амонійного Нітрогену. Уповільнення темпів росту та асиміляційної потужності ряскових буде підпорядковуватись закону мінімуму Ю. Лібіха. Для того, щоб визначити, чи будуть достатніми концентрації таких елементів у оборотній воді для збалансованого живлення рослин, необхідно провести аналіз хімічного складу перспективних для культивування видів та дослідити зміни концентрацій окремих сполук в процесі формування забруднень та очищення води у фітореакторі. Попри те, що хімічний склад не віддзеркалить точну потребу рослини у поживних елементах, на основі такого аналізу можна зробити висновки про межі оптимального для даного виду співвідношення елементів у доступній формі та добову потребу у них. Відповідно до хімічного складу ряскових, який представлений у табл. 3.2, можна визначити найвагоміші у розвитку рослин елементи та їх співвідношення.

Таблиця 3.2.

Вміст основних макроелементів у ряскових

Елемент	Од. виміру	Вид рослини	Умови зростання	значення	Джерело
N	мг/г сух. маси	<i>L. minor</i>	Культуральне середовище	60	206
	%			5,2	276
		Суміш ряскових	Природні умови	2,59	278
	%	<i>L. trisulca</i>	Природні умови	1,53-4,59	279
P	мг/г сух. маси	<i>L. minor</i>		5-14	206
	мг/г сух. маси			10-14	267
	%		Природні умови	0,8	279
	%			1	276
	%			0,6	280
	%	<i>L. trisulca</i>	Природні умови	0,78	279
	%	Суміш ряскових	Природні умови	0,81	278
Ca		<i>L. minor</i>		10	206
	%		Природні умови	5,3	276
	%		Культура	0,7	280
	%	<i>L. trisulca</i>		0,18-3,82	279
Mg	мг/г	<i>L. minor</i>		6	206
	%			0,5	276
	%	<i>L. trisulca</i>	Природні умови	0,256	279
K	мг/г	<i>L. minor</i>		40	206
	%			3,3	276
	%			4,3	280
	%	<i>L. trisulca</i>	Природні умови	4	279
Fe	мг/г	<i>L. minor</i>		2,4	206
	мг/г		Природні умови	0,49	276
	%			0,3	280
Na		<i>L. minor</i>		3,25	206
		<i>L. trisulca</i>	Природні умови	0,52	279
	%	<i>L. minor</i>		0,1	281

Для визначення елементів, які потенційно зможуть спричинити лімітування видалення сполук Нітрогену у фітореакторі, необхідно дослідити баланс макро- та мікроелементів у оборотній воді.

Сполуки Фосфору, які разом з сполуками Нітрогену складають основну частину забруднень оборотної води, виділяються рибами як у розчиненій, так і у нерозчиненій формах. Частина нерозчинених сполук Фосфору через достатньо короткий час перебування у воді (в межах 1-2 годин) може перейти у доступну для рослин форму фосфатів. З огляду на те, що у хімічному складі ряскових кількість Фосфору коливається в межах 0,8-1% від абс. сух. реч., для забезпечення збалансованого живлення рослин співвідношення Нітрогену і Фосфору має бути в межах 3,2-5,5. Відхилення у меншу сторону не уповільнить процес видалення амонійного Нітрогену, але створить тенденцію до накопичення фосфатів у воді. Дане питання потребує глибшого дослідження, адже в умовах інтенсивного забруднення води фосфатами та під час культивування ряски у воді з концентрацією загального Фосфору в межах 1-3 мг/дм³ ряска виявляє здатність до накопичення Фосфору до 10-14 мг/г абс. сух. реч., що у перерахунку на відсотки становить близько 1,5% від маси сухої ваги [267]. Ймовірно, що така властивість дозволяє рясковим накопичувати певний енергетичний потенціал, адже Фосфор включається до ліпідних фракцій клітини та забезпечує енергетичні функції рослини. Цілком очевидно, що при вирощуванні у збагаченому культуральному середовищі ряскових, що супроводжується зростанням вмісту білків та жирів у масі рослин (до 43-45% та 4,4-9,2% згідно даних [206, 276]), інтенсивність вилучення біогенних елементів буде значно вищою, ніж у природних водоймах. Тому, можна стверджувати, що динаміка видалення інших необхідних для живлення рослини елементів у фітореакторі з рясковими буде співрозмірною з темпами асиміляції амонійного Нітрогену.

Увага, яка приділена Фосфору як складовій забруднень оборотної води, пов'язана не лише з токсичною дією фосфатів на рибу, але й негативними наслідками скиду фосформістких стічних вод у природні водойми. Водночас, як

зазначено у розділі 1, накопичення фосфатів у оборотній воді може спричинювати негативну дію на темпи росту риб. Тому, для забезпечення належних параметрів вирощування риб, надлишок фосфатів має бути зрівноважений за рахунок розбавлення підживлювальною водою з природного джерела водопостачання, або видалений у процесі очищення води. В аспекті культивування рослин з метою очищення води у фітореакторі Фосфор належить до групи макроелементів та є вкрай важливим у їх живленні. Очевидно, що лімітуюча дія Фосфору за умови, якщо співвідношення N/P суттєво перевищить межі оптимального, буде проявлятися пропорційним уповільненням процесів видалення амонійного Нітрогену. У такому випадку очисну потужність фітореактора за Нітрогеном необхідно розраховувати з урахуванням лімітуючої дії Фосфору, або забезпечити додаткове надходження фосфатів (наприклад, з нерозчинених забруднень). Згідно з аналітичними даними [3, 32, 38], співвідношення Нітрогену і Фосфору у розчинених забрудненнях оборотної води коливається в межах 12-17, що створює потенційні умови для лімітування росту ряскових Фосфором при очищенні воді у фітореакторі. Найраціональнішими шляхами для забезпечення оптимального співвідношення даних біогенних елементів у доступній для рослин формі є забезпечення надходження у розчин фосфатів з нерозчинених забруднень, які містяться у воді. Доцільність такого рішення обґрунтовується потенційною цінністю Фосфору як біогенного елемента та низькою ефективністю видалення завислих домішок в умовах УЗВ. Достовірність таких припущень підтверджується аналізом показників забруднень оборотної води УЗВ з традиційною технологією водоочищення, – концентрації фосфатів у ній досягають значень у 24 мг/дм^3 і вище. Отже, значна частина нерозчинених сполук Фосфору, що містяться у зв'язаному стані в фекаліях риб та у вигляді завислих речовин, потенційно здатна компенсувати такий дефіцит та забезпечити збалансований ріст рослин. Кількість фосфатів, яка потенційно може перейти у розчинену форму, залежить від складу нерозчинених домішок, що у свою чергу зумовлений об'єктом вирощування та характеристиками кормів. Також

надходження фосфатів з твердих забруднень може відбуватись внаслідок їх деструкції іншими очисними агентами, – у такому випадку розчинені сполуки Фосфору надходитимуть у воду у вигляді метаболітів представників тваринного світу.

Тому до завдань експериментальних досліджень ефективності очищення оборотної води у фітореакторі входило також вивчення зміни концентрації фосфатів у процесі очищення води. Оскільки постійний дефіцит фосфору має проявлятися у рослин на морфологічному рівні, дослідження таких ознак дозволить вчасно та ефективно попереджувати зниження асиміляційної потужності фітореактора за амонійним Нітрогеном.

Відомо, що Кальцій та Магній є важливими елементами у живленні риб, у своєму складі комбікорми містять необхідну кількість даних сполук. Здебільшого потреба рослин у Кальції та Магнії перекривається їх надходженням з метаболітами риб, адже вміст Кальцію у більшості кормів складає 1-2%. Також рослини мають можливість асимілювати Ca^{2+} та Mg^{2+} , що надходять із підживлювальною водою.

Калій, який у організмі риб також відноситься до макроелементів, міститься у кормах переважно в складі борошна рослинного походження. Сполуки Калію не становлять потенційної небезпеки для культивованих в УЗВ риб, тому при аналізі основних забруднень оборотної води детальні дослідження з динаміки їх концентрацій у контурі рибницького господарства не проводили. Оскільки даний елемент достатньо добре засвоюється рибами та виводиться переважно у нерозчиненому вигляді, його концентрація у оборотній воді може бути лімітуючою для ряскових. Калій є одним з елементів, що асимілюється рослинами у відносно великих кількостях, особливо – під час плодоношення. Як важливий елемент, внесення якого у системі аквапоніки є необхідним для забезпечення збалансованого росту більшості плодових культур, рясковим він необхідний у значно менших кількостях. Відповідно до аналізу хімічного складу ряскових, при наближених до максимальних темпах росту, на 1 кг живої ваги ряскових добова потреба у Калії становитиме 1,8-2,4

мг. У разі якщо дана потреба буде покрита за рахунок надходження сполук Калію з метаболітами риб, доступних для рослин, даний елемент не буде лімітувати процеси видалення амонійного Нітрогену.

Визначення аналітичним методом кількості сполук Калію, що надходять із кормом та виділяються з метаболітами риб доволі складно. Залежно від доступності окремих компонентів кормів, калій може засвоюватись з різною ефективністю. Окрім того, на інтенсивність переходу у розчинену форму з твердих метаболітів риб впливатиме широкий ряд факторів. Експериментальні дослідження динаміки концентрації сполук Калію було проведено в умовах виробничої установки для очищення води осетрового господарства малої потужності (рис. 3.9). Особливістю схеми очищення води у даному випадку є видалення сполук Нітрогену у двох послідовно з'єднаних фітореакторах. Дане технологічне рішення обґрунтоване потребою у глибокому видаленні сполук Нітрогену з оборотної води (підживлювальна вода з підземного джерела водопостачання характеризується порівняно високими концентраціями Нітрогену амонійного та нітратів, $0,6 \text{ мг/дм}^3$ та 33 мг/дм^3 відповідно), а також доцільністю включення на другому етапі очищення чутливіших до вмісту органічних сполук представників ряскових.

Отримані результати дозволяють зробити висновки, що кількість розчинених сполук калію, яка надходить у воду разом з метаболітами риб, не лімітує видалення сполук Нітрогену у процесі їх асимілювання рослинами фітореактора. Виходячи з хімічного складу рослин (табл. 3.2.) та концентрацій сполук Калію у забрудненій оборотній воді (табл. 3.3), його кількості має бути достатньо для збалансованого живлення рослин.

при вирощуванні більшості водних рослин у штучних умовах коливаються в межах 0,2-0,8 мг/дм³. Також необхідно зазначити, що Ферум риби засвоюють з кормом, у якому міститься необхідна кількість для їх розвитку. Переважно даний елемент міститься у кров'яному борошні, яке у рецептурі найбільш популярних кормів складає близько 11% по сирій масі. Існує ймовірність, що сполуки Феруму, які надходитимуть у оборотну воду з метаболітами риб, не зможуть у повному обсязі забезпечити потреби рослин у даному елементі. Оскільки у циркуляційний контур УЗВ подається підживлювальна вода з природного джерела водопостачання, залежно від її складу дефіцит Феруму у фітореакторі може бути компенсований. У більшості регіонів України вода з підземних джерел характеризується надлишковим вмістом Феруму, який необхідно видаляти перед подачею води у рибницькі басейни. При цьому безреагентні методи не завжди забезпечують необхідний ефект очищення, а використання хімічних сполук для осадження при водообробці для потреб УЗВ створює небезпеку внаслідок потрапляння у воду басейнів залишкових концентрацій реагентів. Іноді попри перевищення рибогосподарських нормативів за окремими домішками у підживлювальній воді, за рахунок розбавлення з циркуляційним потоком їх концентрація знижується до допустимих меж. Можливість видалення сполук Феруму з підживлювальної води за рахунок асиміляції їх рослинами фітореактора забезпечує вирішення комплексного завдання водопідготовки та очищення оборотної води.

Двовалентний бікарбонат Феруму, – характерна для більшості підземних джерел форма, є доступною для вищих водних рослин, зокрема й ряскових. Технологію безреагентного знезалізнення, що базується на окисненні методом спрощеної аерації з подальшим виділенням з води гідроксиду Феруму, можна ефективно поєднати з біотехнологією очищення оборотної води. Схема очищення визначається залежно від концентрацій Феруму у воді підземного джерела водопостачання. При включенні фітореактора з рясковими у процеси водопідготовки необхідним є аналіз добової потреби ряскових у Ферумі та

дослідження ефективності знезалізнення підживлювальної води одночасно з очищенням циркуляційного потоку.

Подача підживлювальної води з підземного джерела у фітореактор як технологічне рішення потребує детального аналізу та обґрунтування у декількох аспектах, воно потенційно може призвести до змін гідравлічного та температурного режиму, сольового складу води та рН. Рівень зміни даних показників визначатиметься ступенем розбавлення. При коефіцієнті повторного використання води $k=0,9$, витрата підживлювальної води не перевищуватиме 0,5% від загальної витрати оборотної води в УЗВ. Це означає, що подача підживлювальної води у фітореактор не призведе до суттєвих змін фізико-хімічних показників води. Приймаючи за основу дані [206, 280, 281] про хімічний склад ряскових (табл. 3.1), можна прогнозувати, що з видаленням кожних 17-25 мг Нітрогену рослини асимілюватимуть 1 мг Феруму. Таким чином, добова потреба ряскових у Ферумі буде визначатись продуктивністю очисної станції (добовою витратою води), навантаженням за сполуками Нітрогену на блок очищення оборотної води та очисною потужністю фітореактора.

Для порівняльного розрахунку кількості амонійного Нітрогену, що надходитиме при згодовуванні 100 кг корму, прийняті результати аналітичних розрахунків [1,19], відповідно до яких у воду надійде в межах 2,2-3,9 кг амонійного Нітрогену. Оскільки середня добова норма годівлі товарної групи риб становить 1,5-2% від маси риб, дану кількість корму буде згодовано 5-6,7 тоннам риб. За усередненої щільності посадки в 150 кг/м^3 необхідний об'єм вирощувальних басейнів становитиме 30-45 м^3 . У такому разі добова потреба у підживлювальній воді для господарства буде складати 3-4,5 м^3 . Відповідно до прогнозованого навантаження рослини одночасно з сполуками Нітрогену та фосфору мають асимілювати 90-230 г Феруму. Таким чином, концентрація $\text{Fe}_{\text{заг}}$ у підживлювальній воді для забезпечення метаболічних потреб рослин має становити 0,83-3,2 мг/дм^3 . Розрахований на основі усереднених даних за навантаженням на блок очищення води та хімічним складом рослин діапазон

коливань необхідних концентрацій $Fe_{\text{заг}}$ може бути розширений або звужений, оскільки невизначеною залишається потенційна кількість даного елементу, що надходить з метаболітами риб. Також потребує уточнення добова потреба у Ферумі різних видів ряскових. Таким чином, можна зробити висновок про теоретичну можливість забезпечити потребу фітореактора у сполуках Феруму за рахунок надходження їх із підживлювальною водою. Враховуючи значні відмінності у концентраціях загального Феруму у підземних водах та співвідношення окремих його форм, а також відмінності у обсягах забруднень оборотної води УЗВ різних профілів, технологічні схеми очищення води необхідно розробляти для кожного варіанту окремо, з урахуванням місцевих умов та профілю господарства.

При заборі підживлювальної води з джерела поверхневого водопостачання та проявах дефіциту Феруму при очищенні оборотної води у фітореакторі необхідним буде додаткове внесення у воду сполук Феруму у доступній для рослин формі.

3.3.4. Дослідження асиміляційного потенціалу представників ряскових за Нітрогеном при очищенні оборотної води УЗВ. Для дослідження асиміляційного потенціалу рослин було використано лабораторні акваріуми об'ємом 45 дм³, експериментально-виробничий біореактор із системою освітлення люмінесцентними лампами з площею поверхні 0,82 м². Оскільки найбільш токсичну дію на риб проявляють їх метаболіти у формі амоній-йонів та аміаку, дослідження асиміляційного потенціалу рослин проводили саме за амонійним Нітрогеном. В межах даних досліджень було поставлено завдання дослідити динаміку зниження концентрації амонійного Нітрогену у процесі контакту із рослинами, визначити раціональні межі питомої біомаси ряскових на одиниці площі фітореактора, виявити морфологічні зміни рослин, пов'язані із негативним впливом окремих факторів. Кількість амонійного Нітрогену, вилученого рослинами в умовах проточного фітореактора, визначали, виходячи з концентрацій на вході та виході. При проведенні експериментальних досліджень у статичних умовах порівнювали концентрації на початку

експерименту та через визначені періоди часу. Перерахунок абсолютної кількості Нітрогену, видаленого із води впродовж доби, до сирової маси рослин у фітореакторі визначав асиміляційний (біотрансформаційний) потенціал рослин за амонійним Нітрогеном. Також одним із завдань було дослідження кореляції приросту біомаси рослин та інтенсивності вилучення амонійного Нітрогену, що дозволить проаналізувати баланс сполук Нітрогену у замкнутому контурі УЗВ та ефективно визначати кількість видаленого амонійного Нітрогену у фітореакторі з рясковими.

Початкові концентрації амонійного нітрогену становили 30-32 мг/дм³, нітриту та нітрату були у незначних концентраціях (0,8 та 11,5 мг/дм³ відповідно). Досліджували динаміку вилучення амонійного Нітрогену ряскою та вольфією. Для контролю було використано дві проби – одна без аерації, другу пробу інтенсивно аерували за допомогою мембранного компресора (рис. 3.10).

Зниження концентрації амонійного Нітрогену у аерованих досліджуваних пробах відбувається лише частково, в цілому віддувка повітрям дозволяє знизити концентрацію амонійного азоту в межах 50%. Попри позитивний ефект від зниження вмісту у воді амонію чи аміаку, інтенсивна аерація може мати і негативну сторону – інтенсивне випаровування, збільшення тепловтрат. Окрім того, для забезпечення ефекту видалення амонійного Нітрогену в межах 50-70% необхідно підтримувати рН у діапазоні 9-11 одиниць та передбачити для того спеціальні споруди. Це також збільшує фінансові витрати та зменшує економічну ефективність.

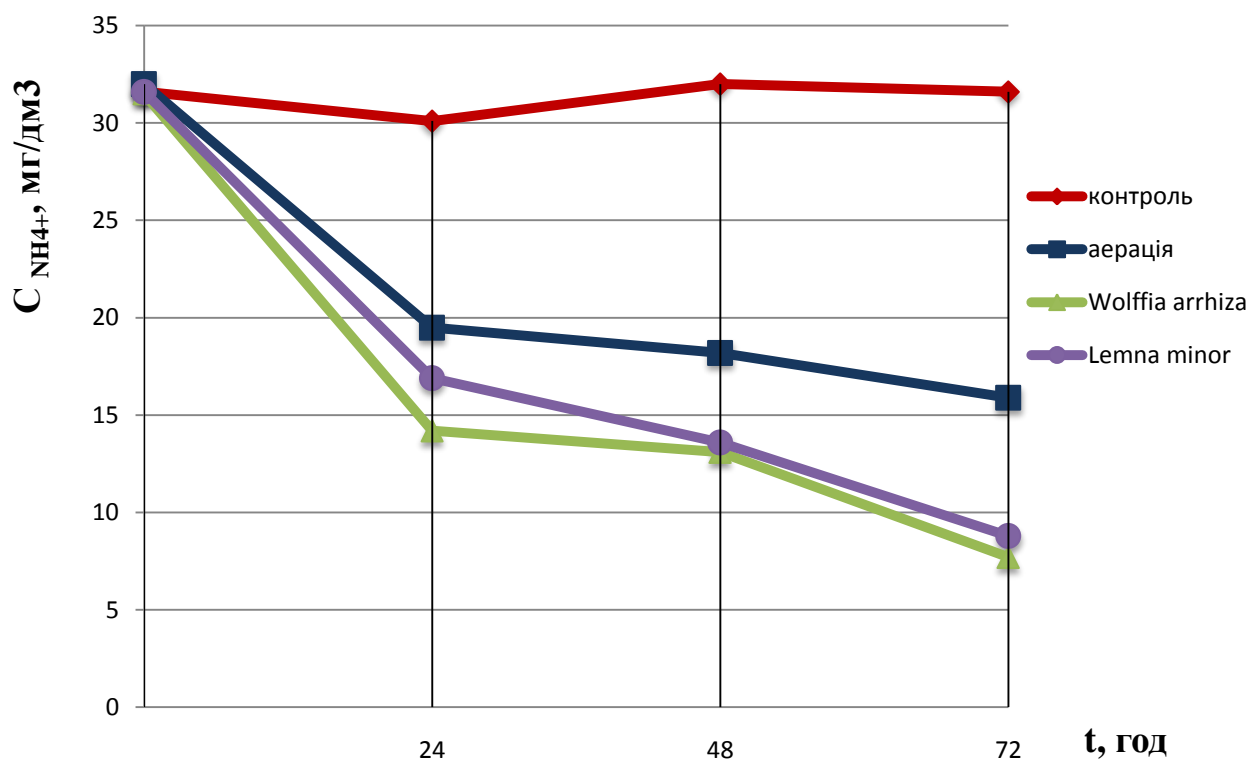


Рис. 3.10. Залежність концентрації амонійного Нітрогену у воді ($C_{NH_4^+}$) при очищенні ряскою малою та вольфією від тривалості контакту (t)

Зростання концентрації амонійного Нітрогену у контрольній пробі, що знаходилась без аерації, може пояснюватись переходом у розчинену форму тих дрібнодисперсних домішок, що були присутні у забрудненій воді. В умовах очисних споруд УЗВ, де ефективність фільтрації за завислими речовинами на барабанних фільтрах може становити 45-80%, дрібнодисперсна органічна завись після фільтрації буде присутня практично завжди. Цим явищем можна пояснити процеси амоніфікації, що відбуваються у біофільтрі або іншій споруді біологічного очищення, та спричиняють додаткове навантаження за амонійним Нітрогеном на блок відновлення якості води.

В процесі дослідження асиміляційного потенціалу ряски малої (рис. 3.11) та вольфії (рис. 3.12) було встановлено, що вони володіють приблизно рівними темпами росту популяції та інтенсивністю вилучення основних біогенних елементів, що відображується також у часі подвоєння біомаси рослин.

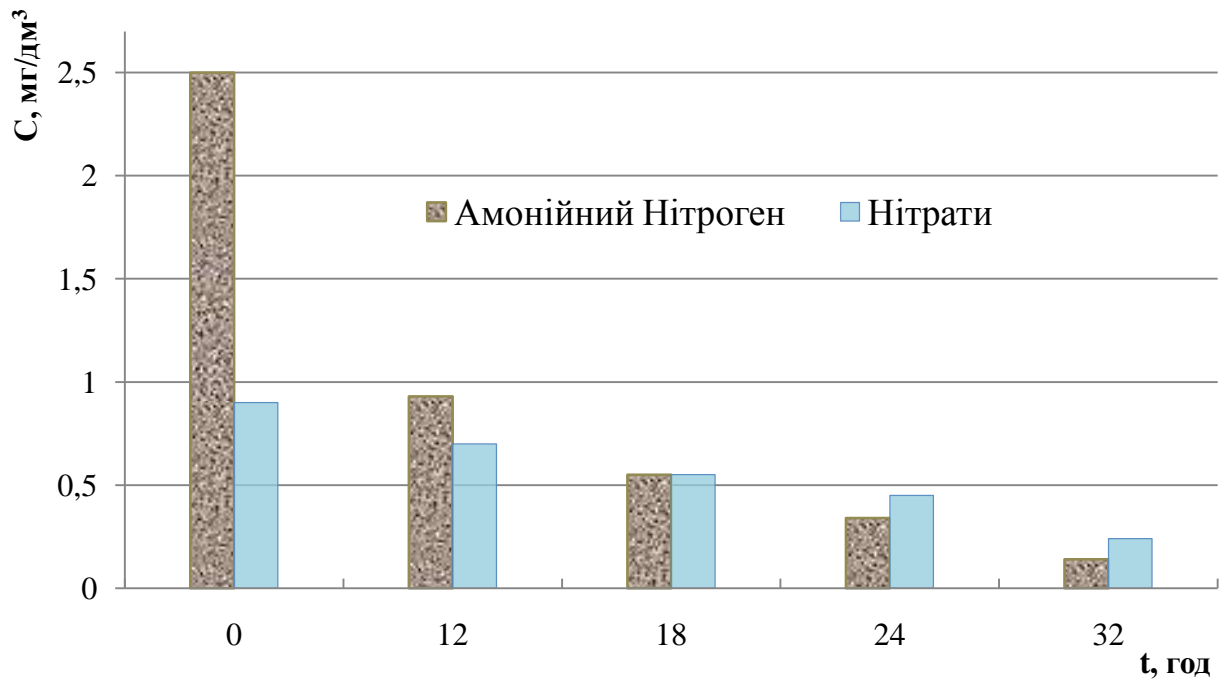


Рис. 3.11. Залежність концентрації форм Нітрогену (C) від тривалості обробки у фітореакторі з ряскою малою

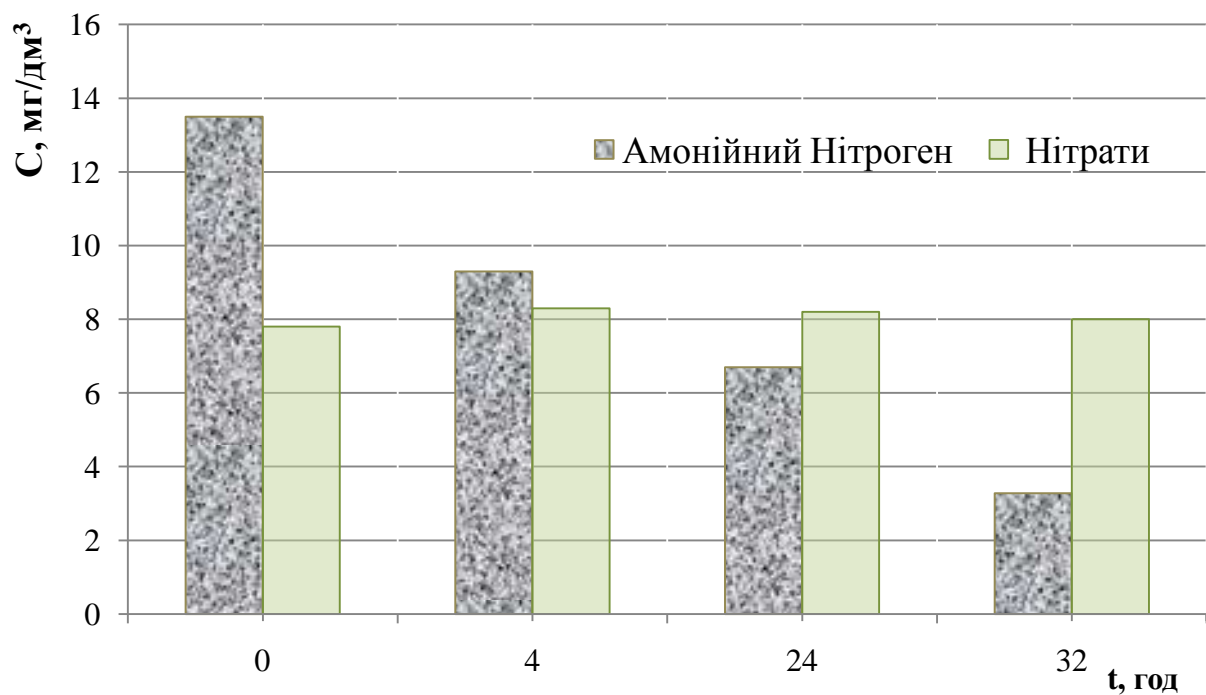


Рис. 3.12. Залежність концентрації форм Нітрогену (C) від тривалості обробки у фітореакторі з вольфією

Аналіз динаміки концентрації нітратів у процесі наших досліджень підтвердив зазначений у багатьох роботах пріоритет амонійного Нітрогену у вибіркового споживанні водними рослинами сполук Нітрогену.

Оскільки як альтернативний варіант підвищення ефекту очищення оборотної води УЗВ від сполук Нітрогену в існуючих схемах біологічного очищення без денітрифікаторів розглядали використання водних рослин, у роботі досліджено динаміку видалення нітратів нитчастими водоростями та плаваючими водними рослинами. За такою схемою фітореактор необхідно влаштувати після біофільтра-нітрифікатора. Дослідження проводили на базі господарства з вирощування кларієвого сома, де було змонтовано блок очищення води за традиційною технологією нітрифікації. Динаміка накопичення нітратів у оборотній воді мала б визначати необхідну частку для розбавлення підживлювальною водою з природного джерела водопостачання. Оскільки критичні концентрації сполук Нітрогену для сомів значно вищі, ніж для більшості інших промислово цінних риб, у оборотній воді концентрації нітратів коливались в межах 120-180 мг/дм³.

У процесі досліджень виявлено низьку ефективність видалення нітратів водними рослинами у порівнянні з високою асиміляцією амонійного Нітрогену (рис. 3.13). Одним з головних факторів, що суттєво знижує швидкість асиміляції нітратів, є присутність у воді амонійного Нітрогену в межах 2,2-5,1 мг/дм³ (біофільтр-нітрифікатор характеризується нестабільною роботою та низьким ефектом нітрифікації). Таким чином можна зробити висновки, що схема очищення оборотної води з використанням біофільтрів-нітрифікаторів та подальшим видаленням утворених нітратів у фітореакторі є неефективною. Водночас, такої інтенсивності буде достатньо для повної асиміляції нітратів, що потенційно можуть утворюватись внаслідок присутності у біореакторі нітрифікуючої мікрофлори. Якщо прийняти до уваги рекомендації багатьох авторів щодо необхідності підтримки співвідношення C/N до 20 для забезпечення протікання нітрифікації у біофільтрах, цілком очевидно, що при

подачі у біореактор з гетеротрофною мікрофлорою води, де співвідношення C/N буде значно вище 20, активність нітробактерій буде вкрай незначною.

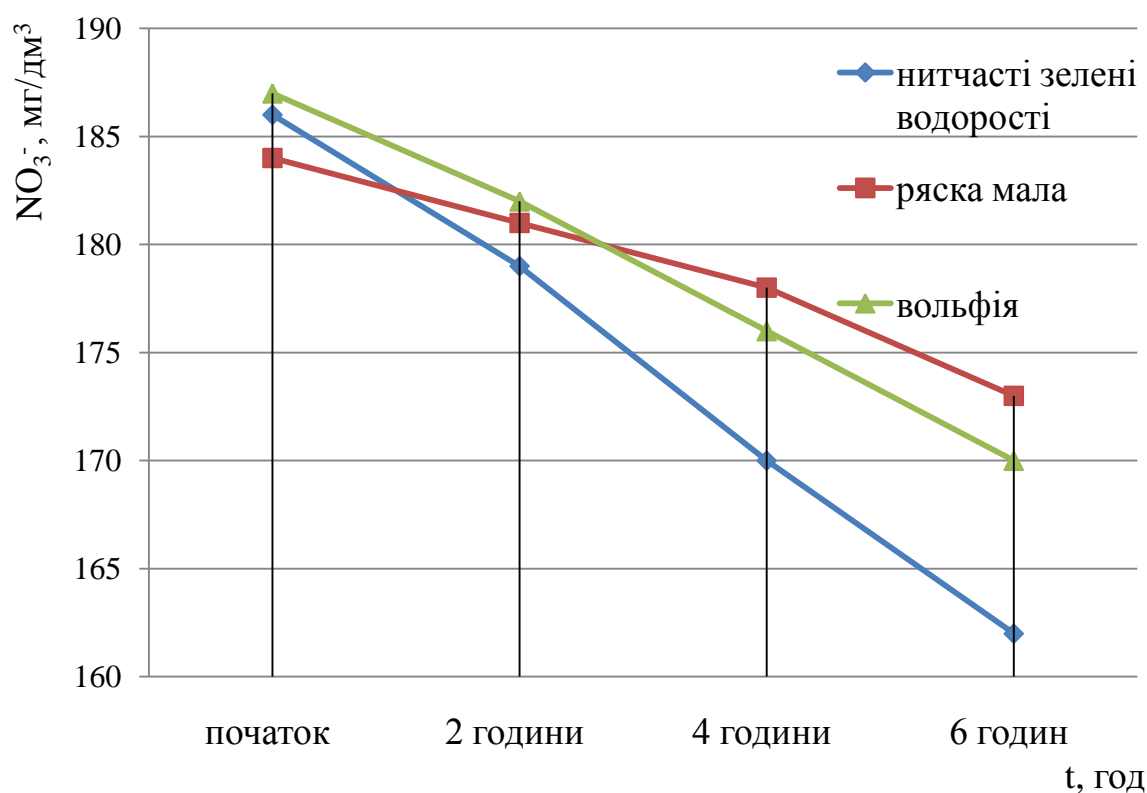


Рис. 3.13. Залежність концентрації нітратів (NO_3^-) від тривалості контакту з рослинами (t)

Оскільки за умови, що обсяг споживання окремими видами риб (осетрові, лососеві) приросту ряскових буде обмежений їх трофічними потребами, виникає доцільність використання в процесах очищення води видів рослин, що здатні нарощувати вищу питому біомасу на одиниці площі поверхні фітореактора та характеризуються швидшими темпами росту. Такі переваги дозволяють суттєво збільшити очисну потужність фітореактора та пропорційно зменшити його площу. Найбільш перспективним у такому випадку можуть виявитись ейхорнія граційна та пістія. Ефективно регулювати кількість даних рослин у фітореакторі за допомогою утримуючої рамки неможливо, тому надлишкову біомасу рослин необхідно видаляти вручну.

3.4. Очищення оборотної води від розчинених та дрібнодисперсних органічних сполук

Видалення з оборотної води органічних сполук є наступним за значенням після очищення від сполук Нітрогену процесом відновлення якості оборотної води. Більшість органічних забруднень не чинять гострої токсичної дії на рибу, але перевищення їх допустимих концентрацій зумовлює уповільнення темпів росту, знижує ефективність використання кормів. Зрештою, розклад органічних сполук спричинює погіршення санітарного стану води басейнів та отруєння риби утвореними продуктами розкладу. Найбільш раціональним варіантом видалення розчинених та нерозчинених органічних забруднень є їх поетапна трансформація у біомасу кормових організмів. Перший етап трансформації розчиненої органіки має забезпечити мікробіота біореакторів. Подальші етапи мінералізації твердих відходів та переходу у доступну рибу біомасу можуть бути забезпечені молюсками чи ракоподібними в межах одного біореактора. Очевидно, що кожний наступний етап трансформації супроводжуватиметься підвищенням рівня мінералізації утворених відходів та зниження їх кількості. Як було зазначено у розділі 1, частину грубодисперсних органічних сполук з метою зниження навантаження на споруди біологічного очищення раціонально видалити на етапі попереднього механічного очищення. Доцільність застосування концепції ІМТА для обробки таких концентрованих мулових сумішей з метою глибокого очищення відділеної води буде визначатись у ході порівнянь альтернативних шляхів утилізації таких відходів (використання в якості добрив або сировини для виробництва біопалива). Та ж частина дрібнодисперсних забруднень, яку неможливо ефективно вилучити у спорудах механічного очищення, має бути мінералізована разом із розчиненими забрудненнями в біореакторах для очищення оборотної води.

Потреба у визначенні співвідношення нерозчинених домішок різних розмірів у воді пов'язана із особливостями їх затримки в спорудах механічного очищення. Найкрупніші забруднення, що представлені фекаліями риби, лускою та слизом, здатні достатньо швидко осідати та можуть бути ефективно видалені

у відстійниках різних конструкцій. Дрібнодисперсні забруднення, які складаються переважно із пилоподібних залишків кормів, фрагментів фекалій та агломерацій мікрофлори, характеризуються поганими седиментаційними властивостями. При розробці біотехнології очищення оборотної води УЗВ доцільною може виявитись схема, що забезпечує поетапне вилучення та трансформацію нерозчинених домішок. Основною причиною такого рішення є низький ефект вилучення дрібнодисперсних домішок у відстійниках та руйнування значної частини крупних нерозчинених забруднень в процесі їх затримки на барабанних або дискових фільтрах, що призводить до зростання витрат на обробку утворених осадів. Оскільки, як зазначено у [12], ефект відстоювання у 88% досягається лише після 60 хв перебування у відстійнику, значна частина твердих сполук в процесі розкладу переходить у розчинену форму.

Таблиця 3.4.

Співвідношення різних фракцій нерозчинених забруднень УЗВ

Матеріал	Розмір вічка	Кількість затриманих домішок, мг		Частка від загальної кількості, %	
		Сом	Тиляпія	Сом	Тиляпія
Металева сітка	1,5x1,5 мм	66	45	63	58
Фільтрувальна тканина	100 мкм	23	17	22	22
Фільтрувальна тканина	60 мкм	10	12	10	15
Фільтрувальна тканина	20 мкм	5	4	5	5
Разом		104	78	100	100

Аналіз нерівномірності розмірних характеристик твердих забруднень УЗВ [282] показав, що видалення грубодисперсних домішок у процесі проціджування на сітчастому фільтрі забезпечить видалення близько 60% нерозчинених забруднень (табл. 3.4). Визначення потенційного навантаження за

дрібнодисперсними органічними забрудненнями на споруди біологічного очищення оборотної дозволило прогнозувати приріст біомаси кормових організмів внаслідок трансформації органічної речовини [283-284].

3.4.1. Обґрунтування доцільності включення у процеси очищення від органічних забруднень детритофагів різних систематичних груп. Механізми сорбції та окиснення розчинених органічних сполук мікробіотою у біофільтрі-нітрифікаторі принципово не відрізняються від таких у біореакторах, розроблених за концепцією ІМТА. Водночас, оскільки відпадає потреба у протіканні нітрифікації, в умовах даних очисних споруд можна забезпечити значно вищу очисну потужність за БСК₅ та ХСК. Такі можливості пояснюються, у першу чергу, потенційним нарощуванням біомаси гетеротрофної складової біоценозу та відсутністю конкурентних відносин між нітрифікуючою мікрофлорою.

Розчинені органічні забруднення можуть бути затримані у процесі сорбції на біоплівці аеробних біореакторів різних конструкцій та у подальшому мінералізовані гетеротрофною мікробіотою споруди. Завдяки активній сорбційній здатності в умовах біореактора можлива ефективне видалення дрібних домішок, що мають погані седиментаційні властивості. Також у біореакторі відбуватиметься сорбція розчинених органічних сполук та трансформація їх у біомасу біоплівки. Відповідно, цільова група гідробіонтів, яка буде культивуватись з метою очищення оборотної води від нерозчинених домішок, опосередковано долучиться до трансформації розчинених сполук, а також стане чинником вторинного забруднення води (виділення власних метаболітів). Поїдання приросту біомаси мікроорганізмів дасть можливість ефективно знижувати їх чисельність, трансформувати таку органічну речовину у доступні риbam кормові організми. Тому у біореакторі, де конструктивно передбачено розвиток біоплівки, має культивуватись мінімум одна група гідробіонтів вищого рівня організації.

У складі нерозчинених домішок оборотної води УЗВ потенційну цінність як поживні елементи для гідробіонтів нижчих рівнів організації можуть мати

білки та амінокислоти, а також фосформісткі органічні сполуки [90]. Основною задачею їх культивування в аспекті відновлення якості води УЗВ може бути підвищення рівня мінералізації затриманих часток, укрупнення часток та зменшення їх загальної кількості [285].

З огляду на те, що нерозчинені забруднення УЗВ здатні швидко розкладатись у воді, підвищуючи концентрацію амонію, фосфатів та рівня БСК, доцільнішим є відокремлення затриманих у спорудах механічного очищення крупних домішок із подальшим очищенням та розділенням фаз. У такому випадку з рециркуляційного контуру виводиться значна частина органічних сполук, що потенційно може створити значне навантаження на споруди біологічного очищення. Водночас, практика експлуатації барабанних фільтрів, що працюють за принципом проціджування, та інших конструкцій споруд для фільтрації засвідчує вкрай низьку ефективність роботи таких споруд при використанні сіток з розмірами вічка менше 40 мкм. Окрім того, видалені тверді відходи також потребують обробки, оскільки створюють екологічну загрозу для природних водойм.

У процесі затримки крупних нерозчинених домішок на сітчатому фільтрі з оборотної води видаляється близько 60% нерозчинених сполук. Дрібнодисперсні забруднення, що характеризуються порівняно невисоким рівнем мінералізації згідно розробленої технології очищення, мають бути трансформовані та вилучені у біореакторах. До процесів очищення води від таких забруднень слід залучити гідробіотнів, які є потенційно цінними кормовими організмами та одночасно характеризуються високим потенціалом щодо мінералізації детриту [286-289]. Окрім того, у трансформації нерозчинених органічних забруднень має взяти участь гетеротрофна мікробіота.

Органічні рештки, які споживаються безхребетними тваринами в системі очистки води, крім кінцевих продуктів обміну речовин, містять суміш білків, пептидів, амінокислот, ліпідів, полі- і моносахаридів, тригліцеридів, стеринів, фосфатидів, вільних жирних кислот, нуклеїнових кислот та їх складових [285]. Ці харчові компоненти забруднюють воду і несуть загрозу довкіллю у випадку

неякісної очистки, але можуть бути перетворені на цінну рослинну та тваринну біомасу – джерело білків та незамінних амінокислот, вуглеводів та ліпідів для риб. Клітини сапрофітів – бактерій та грибів, які розвиваються у суміші органічних решток та виїдаються безхребетними тваринами разом з ними, також містять цінні органічні речовини, у т.ч. незамінні амінокислоти. Особливо цінними як корм для риб є олігохети, які живляться детритом. Бактерії та водорості, які розвиваються на поверхні стінок очисних споруд, можуть поїдатися червононогими молюсками.

Для характеристики процесів, які відбуваються у процесі біологічної очистки води та перетворенні відходів у цінну біомасу кормових організмів було виконано наступні завдання:

- проаналізовано біохімічний склад органічної речовини стічних (оборотних) вод УЗВ за даними наукових джерел;
- досліджено можливості її споживання кормовими організмами, які визначаються еколого-біологічними особливостями, зокрема будовою ШКТ;
- узагальнено фізіолого-біохімічні процеси в організмі очисних агентів, які пов'язані з очисткою води і утворенням біомаси.

Нітрогеновмісні та фосфоровмісні органічні речовини в складі стічних вод. Переважно ці сполуки надходять з тваринними і рослинними рештками зі складу сухих, гранульованих і живих кормів для риб, які тварини не з'їдають. Зокрема, до числа нітрогеновмісних речовин у складі органічної речовини стічних вод відносяться білки та амінокислоти, нуклеїнові кислоти і їх складові (нуклеотиди, нуклеозиди, азотисті основи), похідні моносахаридів, хітин тощо. Значна кількість фосфору міститься в складі біополімерів клітин — білків, нуклеїнових кислот, ліпідів. З фосфоліпідів та фосфопротейдів утворюються мембранні структури клітини і клітинних органів. Фосфор входить до складу багатьох макроергічних сполук, які беруть участь в енергетичному обміні організму. Так, фосфор міститься в складі АТФ – основної енергетичної сполуки організму, а також креатинфосфату, який забезпечує біоенергетику скелетних м'язів та міокарду.

Білки та їх складові у складі органічних решток корму – це протеїди та протеїни (пептиди), амінокислоти. Розрізняють білки прості (протеїни) та складні (протеїди). Протеїни – це полімери, які складаються із залишків амінокислот, з'єднаних пептидним зв'язком – ковалентним хімічним зв'язком, що зв'язує два послідовні амінокислотні мономеру у пептидному або білковому ланцюгу [290]. Відомо, що під час гідролізу пептидного зв'язку (у присутності води) вивільняється 8-16 кілоджоулів/моль (2-4 кКал / моль) [291] вільної енергії. Цей процес відбувається дуже повільно, з періодом піврозпаду за температури 25°C від 350 до 600 років на один зв'язок [292]. В живому організмі цей процес каталізується ферментами – протеазами або пептидазами.

Протеїди складаються з простого білка і сполуки небілкової природи — простетичної групи. Залежно від хімічної природи простетичної групи складні білки поділяють на нуклеопротеїди, хромопротеїди, металопротеїди, глікопротеїди, фосфопротеїди і ліпопротеїди. Нуклеопротеїди поділяють на рибонуклеопротеїди (РНП), якщо до їх складу входить рибонуклеїнова кислота — РНК, і дезоксирибонуклеопротеїди (ДНП), якщо до їх складу входить дезоксирибонуклеїнова кислота — ДНК [293].

Нуклеотиди – це внутріклітинні компоненти, які беруть участь численних біохімічних процесах, є мономерами нуклеїнових кислот, беруть участь у перенесенні хімічної енергії (у вигляді АТФ та інших нуклеотидтрифосфатів), у процесах біосинтезу як біорегулятори та коензими. Нуклеотиди побудовані з азотистої основи (піримідинової або пуринової), пентози (рибозою або дезоксирибозою) та містить від одного до трьох залишків фосфатної кислоти [294]. Нуклеотиди присутні в усіх рослинних і тваринних кормах у вільній формі або у складі нуклеїнових кислот та/або нуклеопротеїдів.

Фосфоліпіди або фосфатиди – це складні ефіри, побудовані з багатоатомного спирту, високомолекулярних жирних кислот, фосфорної кислоти і азотистої основи. Фосфоліпіди складають 40-90% від загальної кількості ліпідів в мембрані клітин, містяться у сухих і гранульованих кормах у необхідній для збалансованого розвитку риби кількості.

До числа нітрогеновмісних речовин відносяться полісахариди, які виконують опорні функції в організмі прокаріот – **пептидоглікан (муреїн)**, з якого утворені клітинні стінки бактерій, а також хітин. **Хітин**, подібно до целюлози в рослин, виконує опорні та механічні функції у тварин. Це основна складова клітинних стінок грибів, входять до складу екзоскелетів членистоногих та червів, радули молюсків та ін. Хітин – це полімер *N*-ацетил-*D*-глюкозаміну, містять у своєму складі Нітроген. Як і целюлоза, хітин відносно важко піддається біодеградації, не перетравлюється більшістю тварин, крім окремих риб [295]. Цей полісахарид здатні перетравлювати тварини, завдяки спеціалізованому травному ферменту – хітиназі, яка є гідролітичним ферментом, що розщеплює глікозидні зв'язки в хітині. Оскільки хітин є компонентом клітинної стінки грибів та екзоскелетів деяких тварин, ферменти-хітинази, як правило, зустрічаються в організмах, які або потребують перетворення власного хітину [296], або перетравлення хітину корму.

Структуру хітину визначав Альберт Хофманн у 1929 році [297], який гідролізував хітин, використовуючи саме цей фермент, який він отримав із тіла виноградного слимака (*Helix pomatia*). До числа організмів, які виділяють хітиназу, також відносяться бактерії та гриби. Тварини мають різні пристосування для захоплення та заковтування корму, які зумовлені їх еколого-біологічними особливостями (мешкання у товщі детриту або на твердих поверхнях, живлення рослинною чи тваринною їжею, еврифагія, будова травної системи тощо).

Більшість малощетинкових червів, зокрема трубочники, харчуються детритом, який вони поглинають з ґрунтом. Шлунково-кишковий тракт олігохет, по суті, являє собою трубку, яка проходить вздовж тіла, але має потужну м'язову глотку безпосередньо за порожниною рота. Виділення у олігохет відбувається через невеликі протоки, відомі як метанефридії. Водні форми олігохет, як правило, виділяють аміак, який швидко розчиняється у воді.

Обростання з твердих поверхонь зішкрібаються молюсками за допомогою радули – кутикулярного покриву глоткового виросту або «язика», який вкритий

хітиновими зубами. Радула пов'язана з одонтофором – хрящовим опорним органом [298]. Їжа, яка потрапила до шлунка, сортується на дрібніші мінеральні частинки, які надходять у *простиль*, і, зрештою, виділяються назовні з його фрагментами, і органічні речовини, які перетравлюються у сліпому відростку кишки [299]. Органами виділення молюсків є нирки (видозмінені метанефридії), які виводять кінцеві продукти обміну речовин [300].

Травлення та всмоктування органічних речовин. Після потрапляння у травну систему тварини, фосфопротеїди під впливом протеаз гідролітично розщеплюються до пептидів та фосфорної кислоти, нуклеопротеїди – до пептидів та нуклеїнових кислот (рис. 3.14). Далі нуклеїнові кислоти під впливом нуклеаз зазнають гідролізу до нуклеотидів, які у свою чергу розщеплюються до вільних азотистих основ, пентоз та фосфатної кислоти під впливом нуклеотидаз та нуклеозидаз [301].

Фосфоліпіди поступово розщеплюються під впливом фосфоліпаз різних груп – А, В, С, D [302, 303]. В якості кінцевого продукту катаболізму Фосфор виділяється безхребетними у вигляді солей фосфату.

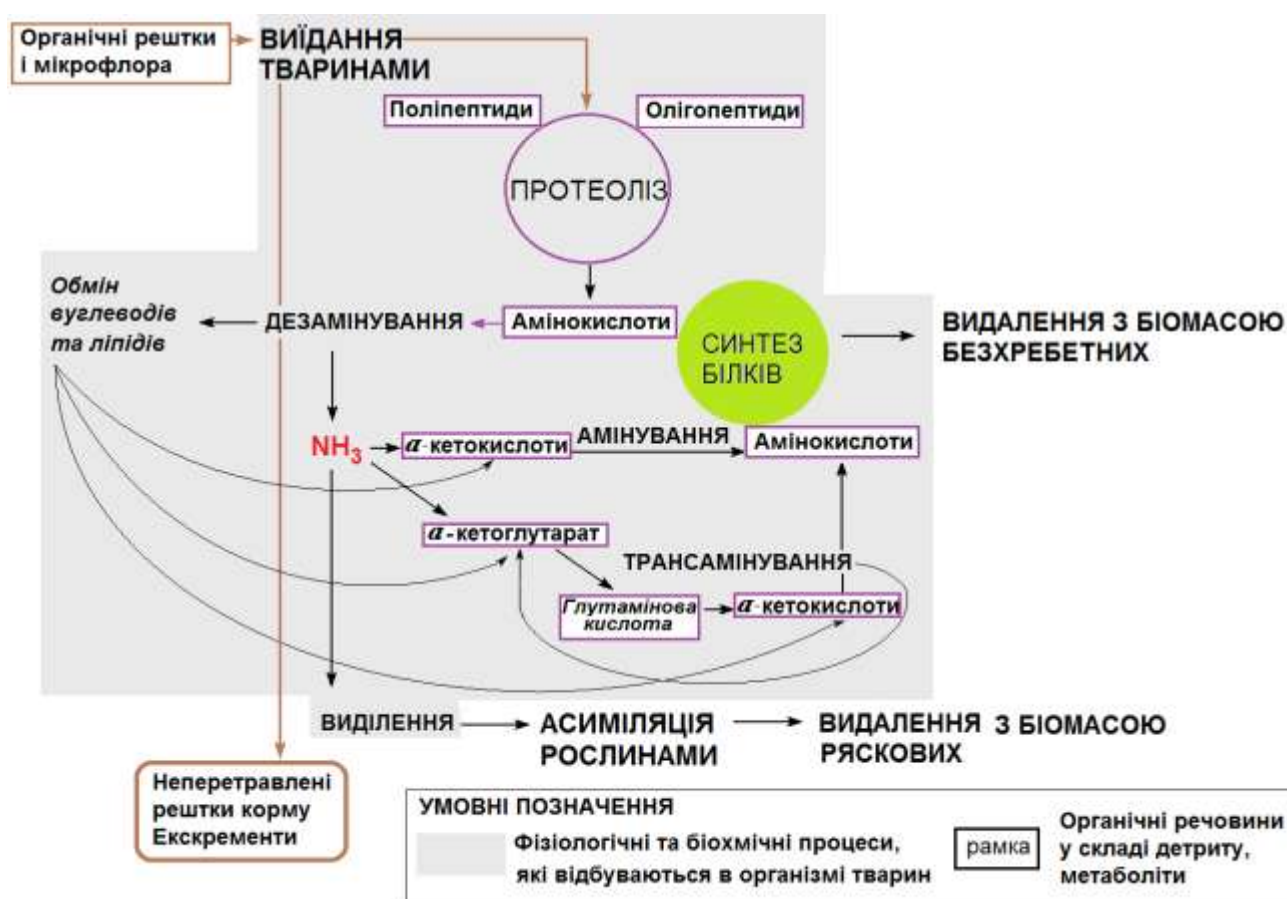


Рис. 3.15. Трансформація нерозчинених нітрогеновмісних продуктів метаболізму риб у біомасу очисних агентів оборотної води УЗВ [285]

Аміак, який утворюється під час дезамінування амінокислот, пуринових і піримідинових основ та інших нітрогеновмісних сполук, використовується для амінування субстратів – у процесах біосинтезу амінокислот, азотистих основ тощо. Зокрема, бере участь у реакціях трансамінування, тобто перенесення α -аміногрупи від амінокислоти на α -вуглецевий атом α -кетокислоти — акцептора аміногрупи [304]. Частина аміаку, як кінцевого продукту метаболізму тварин, через спеціальні органи безхребетних гідробіонтів – прото- та метанефридії, виділяється безпосередньо у воду. У вигляді амоній-йону дане забруднення буде видалене у фітореакторі разом з аналогічними катаболітами риб та прийме участь у синтезі амінокислот, нуклеїнових кислот та хлорофілу.

Відповідно до методу біоконвеєра, в якому передбачено поетапне перетворення забруднень організмами різних трофічних рівнів, організація просторової сукцесії очисних агентів має забезпечити утворення мінімальних

кількостей відходів. Дана задача досягається розсіюванням енергії при переході на кожний наступний трофічний рівень, ефективною організацією в межах очисної системи відносин «хижак-жертва». При відсутності можливості використання приросту біомаси очисних агентів в якості кормів для потреб рибництва або з комерційною метою такий підхід є цілком аргументованим, адже залучення багатьох трофічних рівнів дозволяє також підвищити рівень очищення за основними біогенними елементами. Організація процесів відновлення якості оборотної води згідно концепції ІМТА передбачає вирощування у одному контурі з рибами субкультур, що мають цінність як харчові чи кормові об'єкти. У такому разі більш доцільним є отримання максимально можливого приросту культивованих в якості очисних агентів організмів. Одночасно, при культивуванні у біореакторі лише одного-двох видів гідробіонтів належного ефекту очищення за даною групою забруднень досягти не вдасться. Основною причиною цьому будуть особливості біохімічних процесів засвоєння органічних сполук різними видами та надходження у воду продуктів їх метаболізму. Тому у процеси трансформації нерозчинених забруднень слід включити дві-три групи, що відрізняються між собою за рівнем організації, але здатні ефективно використовувати детрит в якості поживного субстрату. Цілком допустимою є наявність між ними конкурентних стосунків за субстрат, тоді як хижацтво може стати причиною зниження продуктивності реакторів за обсягами субкультури. У такому разі вони можуть розвиватись у одному біореакторі або в окремих спорудах, забезпечуючи послідовну трансформацію нерозчинених сполук.

При очищенні оборотної води від нерозчинених домішок необхідно також передбачити відведення кінцевих нерозчинених продуктів метаболізму культивованих очисних організмів. Метаболіти, що надходять у розчиненій формі, мають бути трансформовані іншими очисними агентами одночасно із рідкими метаболітами риб.

3.4.2. Дослідження біотрансформаційного потенціалу детритофагів при очищенні оборотної води. В умовах УЗВ доцільною є організація

трансформації забруднень аналогічно з процесами самоочищення природних водойм, де накопичені на дні нерозчинені частки проходять складні процеси мінералізації організмами бентосу. Потенційно виконати вказані завдання щодо трансформації нерозчинених домішок води УЗВ можуть представники червононогих молюсків, водних олігохет та ракоподібних, що характеризуються порівняно швидкими темпами росту, пристосованістю до умов тепловодних господарств УЗВ, високою кормовою цінністю для риб. Доцільність вирощування у очисному комплексі усіх трьох груп обґрунтована їх відмінностями у метаболізмі, отже і роль кожної групи у процесах трансформації органічної речовини буде відрізнятися. Окрім того, побічні продукти (метаболіти), що будуть утворюватись у культиваторах при вирощуванні одної групи, можуть бути використані як поживний субстрат для наступної групи, що з потоком води надійде у культиватор.

Одними із перспективних очисних агентів, що можуть вирощуватись в очисних спорудах в якості субкультури, є червоногі молюски. Доцільність включення молюсків у процеси відновлення якості води обґрунтовується двома важливими аспектами: зниженням вартості очищення води та утилізації утворених відходів, – отже зниженням собівартості продукції; а також можливістю використати органічні сполуки, що розглядаються як забруднення води, для трансформації у біомасу кормових організмів [305-307]. Зрештою, використання кормів, вирощених у процесі відновлення якості води, також приведе до покращення економічних показників УЗВ, адже такий крок дозволить зменшити витрати комбікормів, що закупаються зовні. Досліджені нами представники червононогих молюсків фіза пухирчата (*Physa fontinalis* L.) та катушка (*Planorbis corneus* L.) характеризуються доброю пристосованістю до умов забрудненої води УЗВ та мають високу кормову цінність. Тому найбільш раціональною є трансформація утворених твердих речовин безпосередньо у біомасу молюсків, оскільки реалізація складного трофічного ланцюга пов'язана із потенційними втратами біомаси із переходом на кожний наступний трофічний рівень.

Доцільність використання на першому етапі обробки саме червононогих молюсків пов'язана із їх пристосованістю до дефіциту кисню у воді та порівняно швидкими темпами метаболізму. Основною функцією молюсків у системі мультитрофічної інтегрованої аквакультури буде мінералізація дрібнодисперсних домішок із одночасним їх укрупненням. Види молюсків, які були обрані для культивування у очисних спорудах, заковтують їжу у процесі зішкрібання її з твердої поверхні, по якій безпосередньо рухаються. Тому в біореакторі необхідно забезпечити умови для сорбції забруднень на інертному носії, по якому можуть добре пересуватись фізи та катушки.

Роль молюсків із хижим типом живлення у процесах самоочищення водойм обмежується здебільшого контролем чисельності їх природних жертв, – окрім інших дрібних безхребетних, достатньо часто ними стають систематично близькі таким хижакам види. Видове різноманіття хижих молюсків також не чисельне, – серед прісноводних молюсків хижаками є *Anatomea helena*. За умови необхідності зменшення приросту біомаси очисних агентів використання молюсків з хижим типом живлення може виявитись доцільним рішенням. У разі, якщо приріст біомаси детритофагів, основну частку якого складають фізи та катушки, буде використовуватись в якості корму для риб, потреба у включенні хижих молюсків в схему очищення води відпадає.

Також, за певного обґрунтування, у системі очищення води УЗВ можна культивувати тропічних червононогих молюсків ампулярій. В деяких країнах вони використовуються як харчовий об'єкт, мають певну фармацевтичну цінність. Водночас, даний вид характеризується значно гіршою пристосованістю до умов забрудненої оборотної води та потребує у своєму раціоні значної частки рослинної їжі. Враховуючи, що першочерговим завданням системи біореакторів з очисними агентами є видалення та трансформація органічних забруднень, пріоритет у дослідженні у ролі потенційних очисних агентів було надано саме фізі та катушці.

Як зазначено [30], при споживанні детриту, який формується переважно на основі фекалій риб та залишків кормів, молюски у процесі мінералізації

зменшують його об'єм майже вдвічі, а у процесі приросту біомаси їх буде асимільовано близько 45% Нітрогену та 40% Фосфору. Водночас, певна частка дрібнодисперсних забруднень, а також розчинені органічні сполуки можуть затриматись у біореакторі лише під час сорбції, і, у такому разі, первинний етап біологічної трансформації буде здійснено гетеротрофною мікрофлорою біореактора. Якщо її приріст буде ефективно контролюватись молюсками, можна очікувати, що останні також забезпечать додаткову мінералізацію та укрупнення домішок. Також вагомим внеском молюсків є укрупнення та мінералізація органічних забруднень, внаслідок чого зросте ефективність їх затримки у відстійниках та знизяться витрати на стабілізацію утворених осадів.

Сорбовані дрібнодисперсні та розчинені забруднення на початковому етапі можуть бути трансформовані мікрофлорою, яка буде розвиватись в умовах біореактора. У подальшому, такі агломерації споживатимуться молюсками, які, зішкрібаючи їх, будуть звільняти місце на носіїві для сорбції нових порцій забруднень. Для забезпечення стабільної роботи біореактора необхідно виконати ряд умов. По-перше, кількість (біомаса) молюсків має бути пропорційною кількості органічних сполук, що затримуються на інертному носіїві. За цієї умови тверді забруднення будуть повністю спожиті молюсками. Частина органічної речовини буде засвоєна та перетвориться у біомасу молюсків, неперетравлені та мінералізовані рештки у вигляді фекалій мають бути відведені із біореактора. Тому гідравлічний режим біореактора має забезпечити сорбцію основної маси нерозчинених сполук, що містяться у воді, а конструкція споруди повинна передбачати можливість безперервного відведення твердих продуктів метаболізму молюсків. Оскільки вказані молюски прикріплюються до твердих поверхонь і розмножуються, відкладаючи кладку з ікрою на твердому субстраті (стінки споруди, інертний носій), винесення їх із біореактора через відвідний карман є малоімовірним. Вилучення надлишкової біомаси молюсків слід здійснювати шляхом струшування носія, на якому вони знаходяться або збиранням зі стінок споруди за допомогою сачка.

Приріст біомаси молюсків в умовах біореактора суттєво залежатиме від наявності поживного субстрату та температури води. В ході експериментальних досліджень було виявлено, що температурний оптимум для фізи та катушки коливається в межах 20-28°C. Тому при культивуванні тропічних молюсків у тепловодних УЗВ термічний режим характеризуватиметься оптимальними для них значеннями. Водночас, молюски також здатні активно харчуватись та розмножуватись при температурі 18°C, яка характерна для оборотної води господарств з вирощування осетрових. При культивуванні червононогих молюсків у інтегрованих з УЗВ комплексах не виникатиме проблем і з газовим складом, адже фізи та катушки мають легеневе дихання. В цілому, фізико-хімічні показники забрудненої води УЗВ будуть задовільними для інтенсивного росту та розмноження згаданих видів.

Для дослідження темпів росту фізи у культиваторі було відібрано 20 екземплярів вагою близько 0,02 г, з приблизними розмірами черепашок: довжина – 4-5 мм, ширина – 3 мм. Температура в акваріумі становила 18°C. Дослід з культивування тривав три тижні (рис. 3.16). Впродовж цього часу сумарна біомаса молюсків збільшилася майже у три рази (від 0,35 г на початку до 1,0 г через три тижні). Середня маса досліджуваної групи молюсків становила 0,05 г. З них 10% відсотків молюсків збільшили вагу у чотири рази (до 0,08 г), 15% молюсків виростили менше ніж у 1,5 рази (0,02-0,03 г). В ході дослідження динаміки росту популяції фізи було виявлено, що час подвоєння біомаси популяції становив близько двох тижнів при культивуванні в акваріумі із температурою води 18°C.

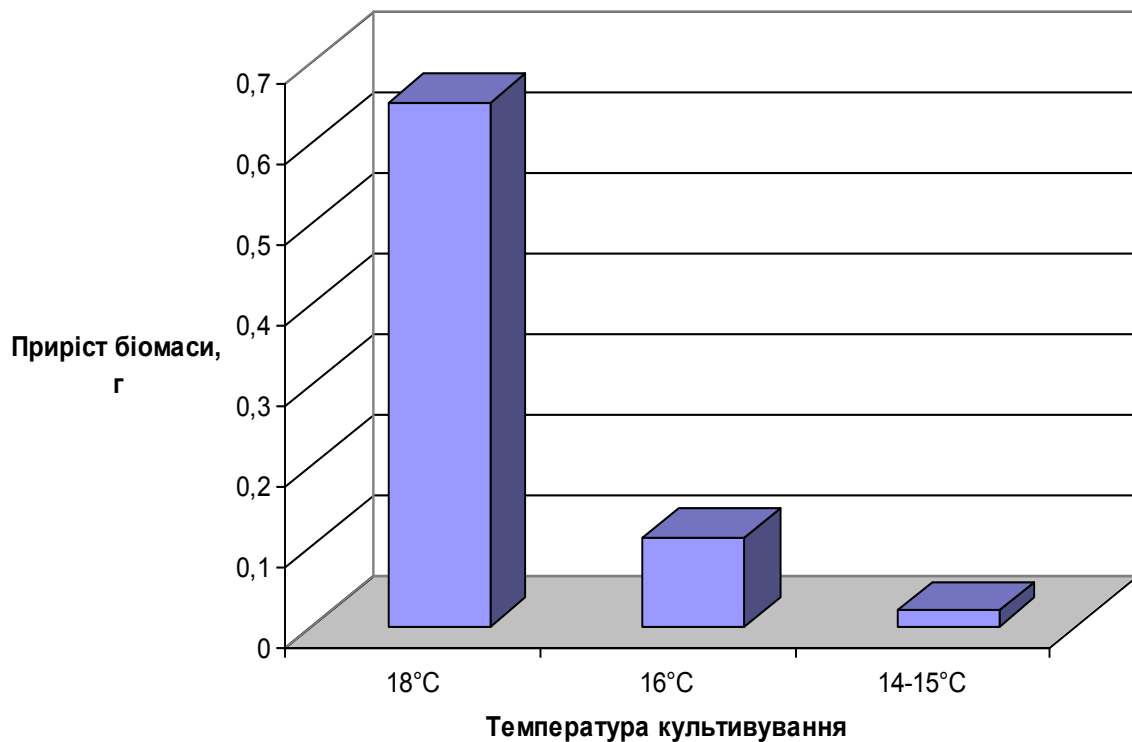


Рис. 3.16. Залежність приросту біомаси *Physa fontinalis* від температури води

Дослідивши популяцію фізи, яку культивували у лабораторії при температурі 24-26°C (у акваріумах з підігрівачами), встановлено такі характеристики найбільших екземплярів молюска:

довжина черепашки – 11 мм;
 ширина – 7 мм, вага – 0,12 г;
 вага тіла без черепашки – 0,08 г.

Для визначення часу подвоєння біомаси при годівлі молюсків в умовах культиватора у три різні акваріуми було поміщено групи молюсків загальною масою 10,01; 5,1 та 2,5 г відповідно (рис. 3.17). Годівля досліджуваних груп здійснювалась залишками кормів для риб та детритом, відібраним з акваріумів для вирощування представників ряду Сомоподібні. Субстрат вносили кожної доби у кількості, яка перевищує біомасу молюсків на 5-10%. Наприкінці експерименту було визначено час подвоєння біомаси у трьох досліджуваних групах молюсків, який становив в межах 10-11,3 діб.

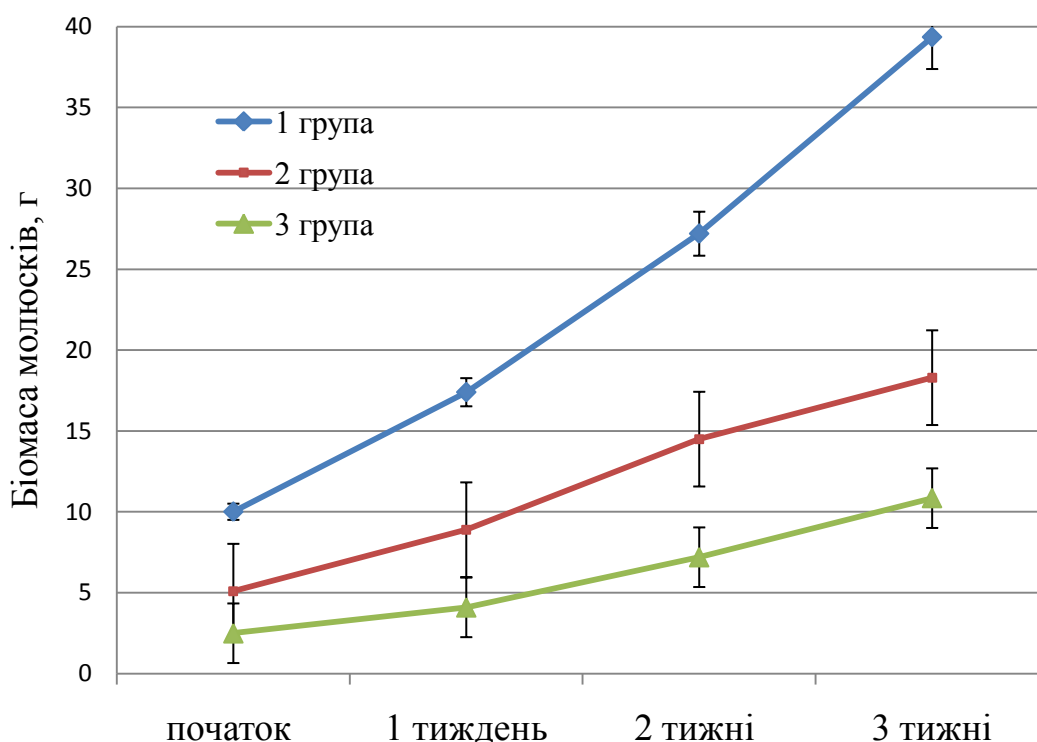


Рис. 3.17. Динаміка біомаси молюсків *Physa fontinalis*
при температурі води 24-26°C

Серед інших груп очисних агентів, які необхідно долучити до процесів очищення оборотної води, представники водних олігохет характеризуються найвищою кормовою цінністю для молоді риб, тому успішне їх культивування в інтегрованій аквакультурі буде забезпечувати високу економічну ефективність відновлення якості води [284, 286]. Водночас, технологія культивування більшості видів малощетинкових червів в умовах проточного біореактора виявляється складнішою порівняно з іншими очисними агентами. Найбільш стабільні результати з попередніх спроб культивування у штучних умовах були отримані при роботі з аулофорусом та трубочником звичайним. Враховуючи особливості їх природних локацій, обидва види можуть інтенсивно розвиватись у мулистому середовищі.

На основі аналізу участі у процесах самоочищення різних бентосних організмів та їх кормової цінності визначено перспективний для культивування вид – аулофорус (*Aulophorus furcatus* Müller, 1773), представник водних олігохет. У процесі культивування аулофоруса на вологому осаді УЗВ можна не

лише досягнути зменшення кількості утворених твердих відходів, їх часткової мінералізації, а й суттєво покращити економічні результати діяльності підприємства за рахунок отримання власного корму для риби [289].

Трубочник, як типовий детритофаг, мешкає у донних відкладеннях, а аулофорус здатний рухатись у товщі води, здійснюючи змієподібні рухи (за що отримав назву «водяна змійка»). Здатність трубочників концентруватись у значних кількостях, створюючи суцільний покрив на дні водойми, дозволяє підтримувати у біореакторі концентрацію сирової біомаси на рівні 5-6 кг/м². Найпридатнішим субстратом для культивування трубочників є легкі сипучі матеріали, що дозволяють осідати у міжзерновому просторі значній кількості детриту та розвиватись там популяції олігохет. Таким чином, біореактор з трубочниками може працювати за принципом затопленого біофільтра, де раціонально організувати горизонтальний напрямок фільтрації. За таких умов трубочники розподіляться по фільтруючій поверхні біофільтра та забезпечать інтенсивну трансформацію нерозчинених домішок.

Культивування аулофоруса як цінного кормового організму практикується у багатьох господарствах з розведення декоративних риби, але у більшості випадків олігохет вирощують у непроточних ємностях з невисоким рівнем води. Як поживний субстрат у воду можна вносити рештки овочів, зернових та залишки кормів для риби. Важлива своєчасна підміна води, адже в умовах непроточної кювети за високої концентрації аулофорусів вода швидко забруднюється їх метаболітами. Включення даного виду до складу мультитрофічної аквакультури доцільне з огляду на його цінність при годівлі молоді риби, тоді як у процесах очищення оборотної води його роль обмежується лише частковою мінералізацією нерозчинених домішок та зменшенням приросту біоплівки біореактора. Основними проблемними аспектами, що виникають при спробі культивування аулофоруса у проточних біореакторах, є можливість їх виносу з током води, та складність підтримувати задану питому біомасу в споруді.

Враховуючи роль аулофорусів у процесах відновлення якості оборотної води, їх можна утримувати в одному біореакторі з черевоногими молюсками. За таких умов ефективно контролювати кількість олігохет у споруді буде неможливо, структура біоценозу буде сформована під впливом біотичних та абіотичних факторів. Тут самими несприятливими факторами для аулофоруса будуть гідравлічний режим біореактора, та можливість пасивного їх заковтування молюсками.

Для цілеспрямованого вирощування аулофорусів з метою годівлі молоді риб необхідно передбачити окремий біореактор, конструкція якого забезпечить можливість утримання значної кількості червів на одиниці площі. В якості завантаження можна використовувати сітчасті та волокнисті інертні матеріали, легкі сипучі завантаження або пористі фільтруючі елементи. Доцільним в умовах УЗВ є подача у біореактор з олігохетами води, що містить значну частину нерозчинених органічних сполук, – осадів з відстійника чи збірного напрямку біореактора першого ступеня. У такому випадку гідравлічний режим споруди забезпечить надходження достатньої кількості поживного субстрату без створення інтенсивної течії, яка може спричинити вимивання олігохет із носія. Необхідно зазначити, що аулофоруси характеризуються від'ємним фототаксисом, тому біореактор необхідно розташовувати у темному місці або прикривати зверху світлонепроникною кришкою.

Утримання аулофорусів у споруді забезпечується завдяки інертному носію, на якому черви закріплюються. Технологією біологічного очищення води УЗВ передбачається розділення забрудненої води на два потоки – основний потік із незначною концентрацією завислих речовин подається у фітореактор, де відбувається асиміляція розчинених сполук азоту; а мулова суміш, що становить 5-8% від загальної витрати оборотної води надходить у біореактор із аулофорусом. Запропонована технологія дозволяє зменшити кількості утворених твердих відходів у 2-2,5 рази, забезпечити ступінь їх мінералізації та отримати цінний кормовий ресурс для молоді риб, що вирощуються у господарстві. Освітлена вода, що відводиться із споруди, може

використовуватися для технічних потреб, або спрямована у фітореактор для очищення від розчинених сполук Нітрогену та Фосфору.

Попри добру пристосованість більшості малощетинкових червів до дефіциту кисню у воді, аулофоруси будуть краще розвиватись в умовах неглибоких споруд, у яких будуть створені умови для їх концентрування на бічних стінках. Саме збором надлишкової маси з бічних стінок найбільш зручно контролювати чисельність олігохет у споруді. Для попередження виносу аулофорусів з током води на відвідному трубопроводі необхідно влаштувати захисну сітку. Одним із альтернативних варіантів ефективної затримки винесених з культиватора аулофорусів з метою їх подальшого згодовування малькам, є влаштування фільтраційного екрану з піску або щільного волокнистого матеріалу, у якому будуть концентруватись черви.

Створити умови для розвитку популяції аулофорусів можна також і в умовах фітореактора. Для цього необхідно передбачити влаштування інертного субстрату у вигляді подрібненого керамзиту або синтетичного волокнистого носія на дні споруди.

На відміну від згаданих вище очисних агентів, креветки проявляють доволі високу чутливість до концентрації розчиненого у воді кисню. Тому в умовах біореактора, пристосованого для культивування вищих ракоподібних необхідно передбачити систему аерації води. Найкраще в якості носія для такого типу біореактора підійде волокниста поверхня «Віі» або аналогічний за параметрами матеріал. Одними з перспективних агентів для даного завдання можна назвати представників вищих ракоподібних – прісноводних креветок (*Neocaridina heteropoda*, *Caridina cantonensis*) [283, 284, 288-289]. Вирощування у субкультурі інших видів креветок, які можуть мати харчову цінність для людини, потребує додаткового обґрунтування та створення більш сприятливих умов для їх розвитку.

Основною задачею при культивуванні креветок у інтегрований аквакультурі є забезпечити їх утримання в межах проточного біореактора. Оскільки креветки ведуть активний спосіб життя та часто рухаються у товщі

води, долаючи таким чином відносно короткі дистанції, існує ризик їх винесення з споруди. Тому одним з конструктивних рішень є відведення води через переливний карман або з використанням системи ерліфту, оснащеної захисними матеріалами.

Дослідження біотрансформаційного потенціалу молюсків (рис 3.18) було здійснено на змішаній групі, що включала приблизно рівні маси фіз та катушок (по 5 г). У раціон молюсків входили детрит та неперетравлені залишки кормів для риб. Кількість детриту, який щодоби вносили у акваріум, змінювалась пропорційно очікуваному зростанню біомаси молюсків – з 5 до 10 мл. Основна частина внесеного детриту поїдалась молюсками впродовж доби, нерозчинені метаболіти накопичувались на дна акваріума. В ході досліджень виявлено, що в умовах біореактора при температурі води 24-26°C молюски здатні впродовж доби поїдати кількість детриту, що становить 25-40% від їх власної маси.

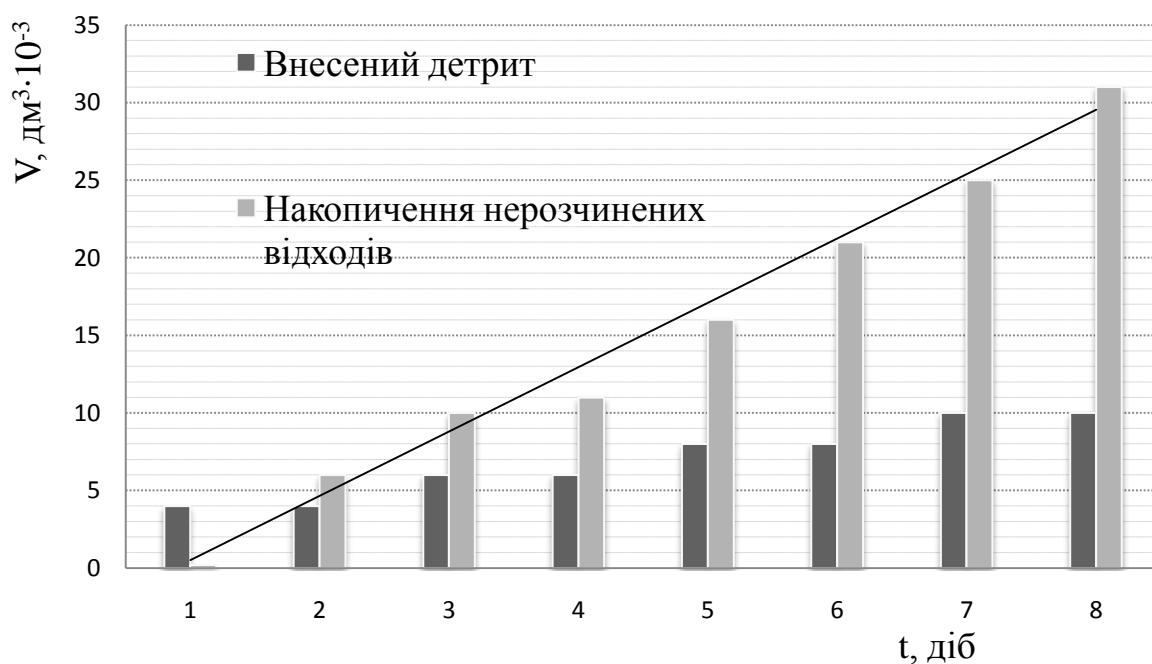


Рис. 3.18. Динаміка накопичення твердих відходів (V) при споживанні детриту черевоногими молюсками

Наприкінці експерименту кількість утворених відходів у ємності становила 31 мл, тоді як загальна кількість внесеного детриту протягом цього періоду була рівна 56 мл. Враховуючи, що вологість продуктів метаболізму

моллюсків була значно меншою, ніж вологість внесеної кормової суміші, кількість утворених твердих відходів становила лише 40-50% від кількості внесеного детриту.

Результатом мінералізації детриту моллюсками стало зростання зольності утворених відходів, з характерних для детриту та мулу 10-12% до 45-60%. Також суттєво покращились седиментаційні властивості забруднень за рахунок укрупнення їх моллюсками: для характерних дрібнодисперсних забруднень УЗВ час відстоювання становив близько 15 хв (ефективність затримки – 90%), тоді як для практично повного осідання утворених твердих відходів достатньо 2-3 хв. Характеристики утворених моллюсками твердих відходів дозволяють передбачати ефективне їх відведення безпосередньо з біореактора без влаштування спеціальних відстійників.

Оскільки червоногі моллюски здатні споживати субстрат лише заковтуючи його у формі агломерацій детриту або зішкрібаючи обростання з твердої поверхні, ефективність залучення їх до процесів очищення оборотної води буде визначатись можливістю затримувати у біореакторі нерозчинені забруднення та ефективністю сорбції розчинених органічних сполук.

Для культивованих у інтегрованій аквакультурі олігохет біотрансформаційний потенціал може бути розрахований, як і для червоногих моллюсків – у кількості твердої органічної речовини, засвоєної або трансформованої живою масою червів за одиницю часу. БТП трубочників може бути визначений аналітичним шляхом на основі результатів експериментальних досліджень та теоретичних обґрунтувань [278]. В умовах затопленого біофільтра, куди подаватимуть затриману у сітчастому фільтрі мулову суміш, трубочники будуть здійснювати часткову мінералізацію твердих відходів – фекалій риб та залишків кормів. Таким чином буде забезпечено конверсію незасвоєних рибами компонентів корму в біомасу олігохет. Виходячи з навантаження за нерозчиненими забрудненнями та ефективністю затримки грубодисперсних домішок у сітчастому фільтрі, з 1 кг згодованого корму залежно від об'єкта вирощування у затоплений біофільтр з трубочниками

надходитиме 200-300 г твердих відходів. Якщо прийняти до уваги їх походження та склад, можна вважати, що основна частина таких відходів буде доступною для трубочників. Отже, одним із основних критеріїв для оцінки внеску трубочників у процеси мінералізації нерозчинених домішок можна вважати приріст його біомаси відносно кількості забруднень, що надходять у затоплений біофільтр. У такому випадку приріст біомаси олігохет буде відображати рівень конверсії незасвоєних рибами поживних компонентів кормів. Додатковим критерієм для оцінки біотрансформаційного потенціалу трубочників може бути зниження кількості утворених твердих відходів у порівнянні з обсягами, які надходять у біофільтр.

Внесок аулофоруса у процеси деструкції детриту необхідно дослідити в умовах, наближених до біореактора, інтегрованого в УЗВ. Виходячи з даних літературних джерел про середній час подвоєння біомаси аулофоруса у 5 діб та особливості метаболізму олігохет, потенційно вони здатні за добу заковтувати об'єм детриту, приблизно рівний масі власного тіла. При цьому приріст живої ваги буде залежати від поживної цінності детриту та температури води. Досліджувана популяція аулофорусів утримувалась у непроточний пласкій ємності, де в якості інертного носія використовували тюлеву тканину, синтетичні волокна та пористий фільтруючий матеріал. При забезпеченні якості води на належному рівні аулофоруси добре пристосовуються до усіх видів завантаження, причому в культурі неодмінно спостерігається інтенсивний розвиток коловерток та інфузорій. Негативного впливу даних мікроорганізмів на розвиток аулофорусів не виявлено, враховуючи їх тип живлення можна вважати, що дане явище буде сприяти додатковому очищенню води від бактеріального забруднення.

В умовах непроточного культиватора аулофоруси можуть активно переміщатись до поживного субстрату та концентруватись на ньому в досить великі агломерації; розподілятись рівномірно по усьому об'єму завантаження у випадку надлишку поживних речовин; зосереджуватись у верхніх шарах

завантаження чи на стінках споруди у разі сильного забруднення води та дефіциту кисню.

Враховуючи високу кормову цінність даних організмів, при включенні їх у процеси очищення оборотної води слід передбачити умови для наявності поживного субстрату в незначному надлишку, що забезпечить максимально можливі темпи росту культури. Тому для культивування аулофорусів краще підходить конструкція затопленого біофільтра із горизонтальним рухом води, у якому можна підтримувати достатній рівень детриту у завантаженні. Кількість детриту, яка може бути мінералізована протягом доби, буде приблизно рівною сирій біомасі аулофорусів. Оскільки нерозчинені частки, які надходять у біореактор II ступеня, представлені переважно завислими речовинами, доцільним є утримання біомаси олігохет, яка б на 10-20% перевищувала добове навантаження за завислими речовинами, перераховане на кількість сирій речовини.

3.5. Послідовність стадій видалення забруднень з оборотної води в запропонованій технології багатостадійного біологічного очищення

Процеси біологічного очищення оборотної води, що відбуваються у біореакторах, забезпечуються метаболічною активністю очисних агентів, які включені до схеми багатостадійного очищення. Відповідно до зазначених у блоків основних забруднень, які мають бути вилучені для можливості повторного використання води, в межах технології водоочищення необхідно розробити конструкції очисних споруд для культивування цільових груп очисних агентів. Відмінності у рівні організації та харчових потребах перспективних у ролі очисних агентів гідробіонтів зумовлюють доцільність розділення процесів очищення в окремих біореакторах. Також доцільність розділення окремих процесів пов'язана з тим, що поряд з видаленням продуктів метаболізму риб у воду надходять і метаболіти очисних агентів, зокрема – амонійний Нітроген, що також мають бути видалені з оборотної води.

Водночас, з метою підвищення ефективності використання наявних площ, у разі відсутності конкурентних відносин між культивованими групами очисних агентів, окремі етапи очищення оборотної води можуть бути об'єднані. При залученні до процесів очищення оборотної води найбільш перспективних груп очисних агентів необхідно враховувати їх вимоги до умов культивування (табл. 3.5.). Відповідні конструктивні особливості будуть відрізняти між собою біоценоз очисних споруд та основні процеси, що відбуватимуться у них.

Таблиця 3.5.
Умови культивування в біореакторах
основних груп очисних агентів

Очисний агент	Середовище культивування	Споруда	Вид інертного носія	Внесок у процеси очищення	Продукти метаболізму, що надходять у воду
Рослини	Вода Вода/повітря	Фітореактор Гідропонна система	Не потрібен	Видалення розчинених продуктів метаболізму риб	Кисень
Червоногі молюски	Вода	Аеробний біореактор	Волокнистий носій «Вія» / пластикові полиці	Мінералізація твердих забруднень, зниження приросту біоплівки	Екскременти; амонійний Нітроген; вуглекислота
Водні олігохети	Вода, мулова суміш	Затоплений біофільтр	Керамзит	Мінералізація органічної речовини	
Вищі ракоподібні	Вода	Аеробний біореактор	Волокнистий носій «Вія»		

Залучення до процесів очищення води трьох найперспективніших груп очисних агентів (рослини, молюски та ракоподібні) передбачає видалення кожною з групою певних забруднень, специфічних для оборотної води УЗВ (рис. 3.17). Головна роль олігохет за такою схемою полягає у мінералізації утворених в процесі очищення відходів та видалених механічними методами грубодисперсних забруднень. Кормова цінність вирощених у процесі очищення води гідробіонтів обґрунтовує доцільність прямої трансформації забруднень у біомасу гідробіонтів з включенням мінімальної кількості трофічних ланок.

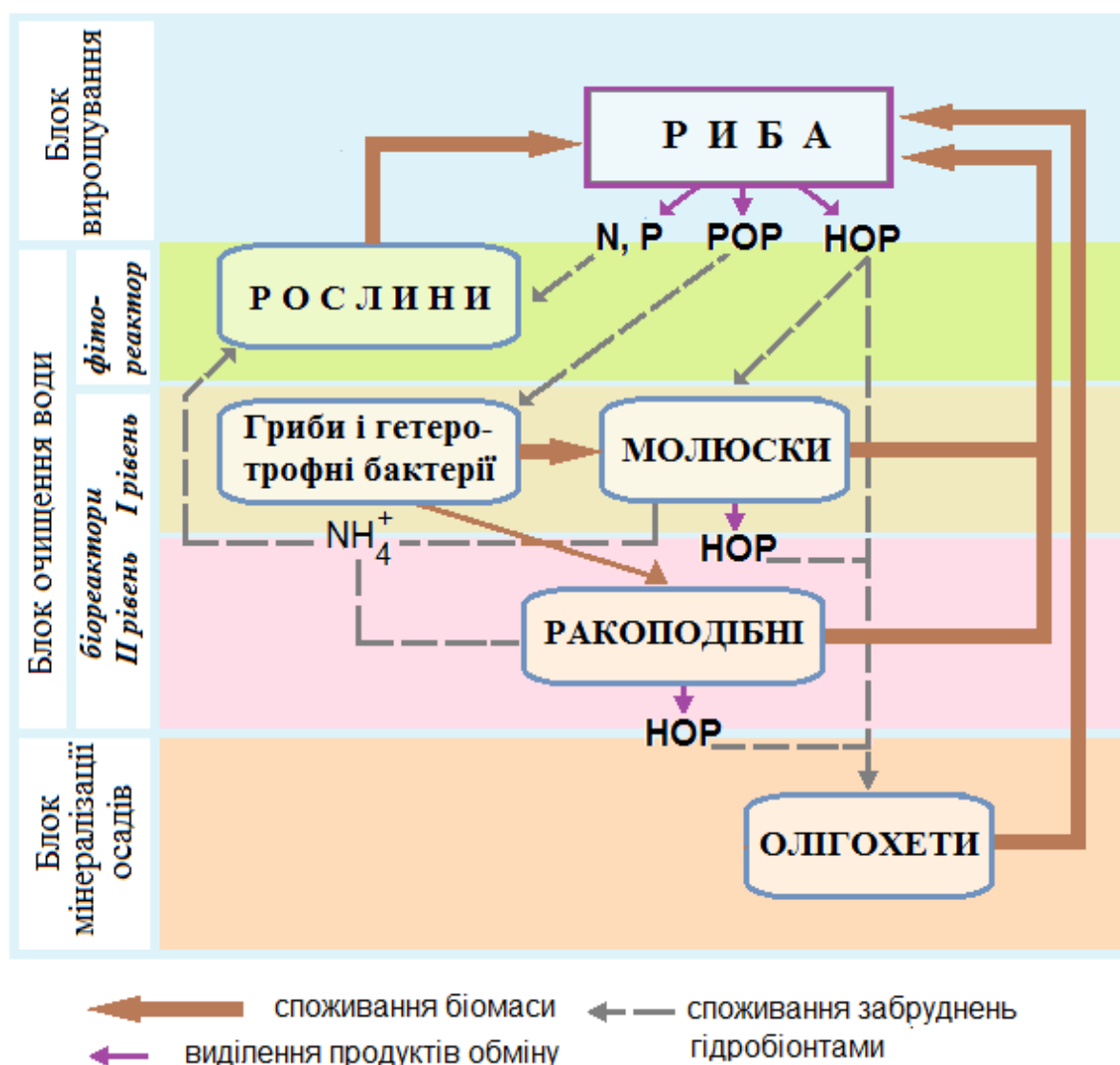


Рис. 3.19. Схема включення гідробіонтів різних трофічних груп у процеси очищення оборотної води

Таким чином, технологія водоочищення передбачає видалення амонійного Нітрогену та фосфатів шляхом прямої асиміляції водними рослинами, що дозволяє перетворити дані забруднення у доступну риbam форму органічних речовин.

Послідовність окремих етапів очищення від органічних забруднень оборотної води обумовлена метаболічними особливостями окремих груп очисних агентів, їх пристосованістю до складу води та можливістю використовувати в якості поживного субстрату не тільки продукти метаболізму

риб, а й відходи, що утворюються безпосередньо у процесі відновлення якості води. Після видалення з води крупних механічних домішок у сітчастому фільтрі необхідно забезпечити сорбцію та трансформацію дрібнодисперсних забруднень, які вкрай неефективно затримуються у спорудах механічного очищення. У разі забезпечення умов для сорбції таких забруднень в межах біореактора, перший етап біологічної трансформації органічних сполук буде відбуватись завдяки гетеротрофній мікрофлорі. На відміну від біофільтрів, у яких передбачається протікання процесів нітрифікації, у такому випадку відпадає потреба у жорсткому контролі співвідношення C/N та у обмеженні концентрацій органічних сполук на вході. Таким чином, дана споруда може ефективно працювати на окиснення розчинених та нерозчинених органічних сполук.

Мінералізація дрібнодисперсних органічних речовин, яку здійснюють червоногі молюски біореактора I ступеня, також дозволяє трансформувати значну частину органічних сполук у біомасу даних очисних агентів.

Оскільки основну кількість нерозчинених домішок, що надходять з рибницьких басейнів, мінералізують молюски, виділяючи при цьому пропорційну кількість розчинених метаболітів, у схемі послідовності споруд багатостадійного біологічного очищення біореактор з даними очисними агентами має розташовуватись першим. Укрупнені та частково мінералізовані тверді відходи, основну частину з яких складають фекалії молюсків, відводять на споруди для мінералізації осадів. Освітлена вода, у яку надійшла додаткова кількість амонійного Нітрогену та фосфатів, подається на очищення у фітореактор. У біореакторі II ступеня відбувається доочищення від дрібнодисперсних домішок та доочищення за розчиненими органічними сполуками. З метою ефективного зниження приросту гетеротрофної мікрофлори, при використанні комбінованої конструкції біореактора, разом з ракоподібними можна культивувати олігохет або червоногих молюсків. В цілому склад культивованих у інтегрований аквакультури об'єктів необхідно

визначати, виходячи з доцільності їх вирощування в якості кормових організмів та внеску в процеси очищення води.

Червоногі молюски володіють стійкістю до дефіциту кисню у воді та здатні заковтувати крупні частки, затримані на твердому субстраті, тому вони можуть найбільш ефективно забезпечити перший етап трансформації органічних сполук. Дрібнодисперсні домішки, винесені з біореактора разом з мікрофлорою, можуть бути видалені у біореакторі другого ступеня, куди іммобілізовані вищі ракоподібні. Третій етап мінералізації нерозчинених забруднень, які представлені переважно видаленими з потоку оборотної води осадами, може відбуватись із залученням водних олігохет (рис. 3.18).

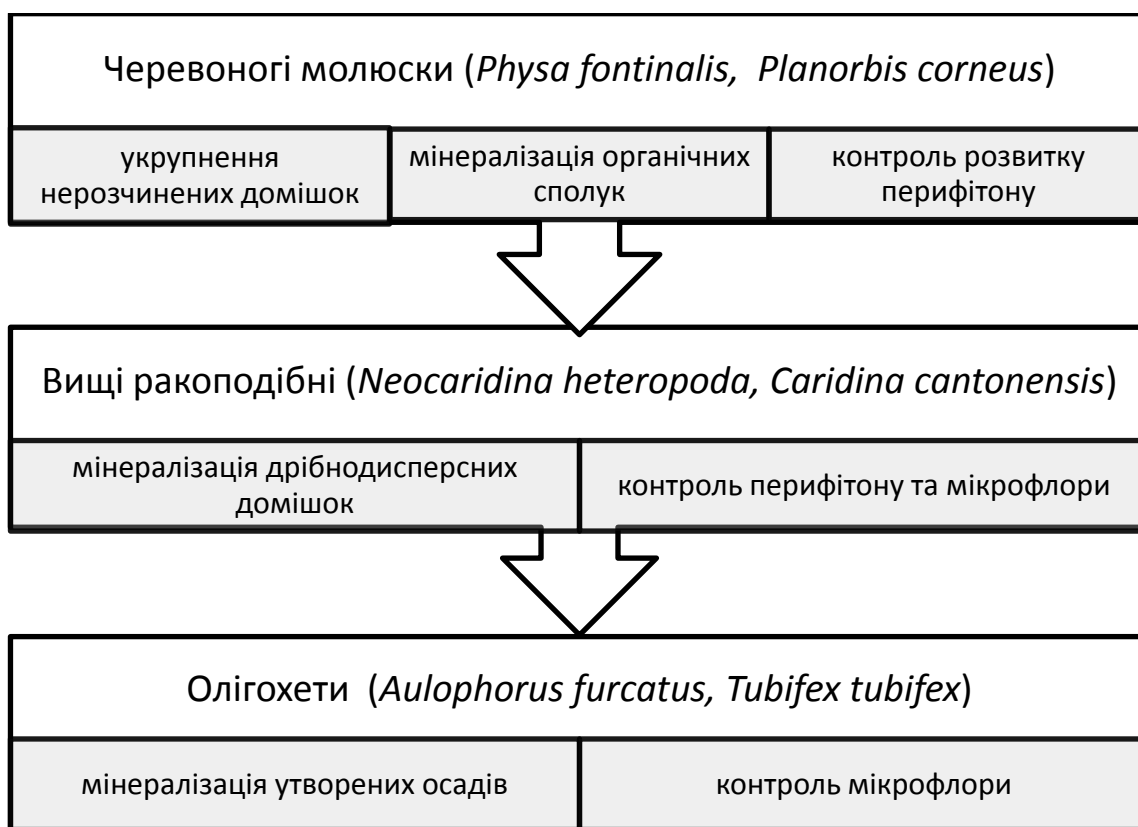


Рис. 3.20. Послідовність трансформації нерозчинених забруднень оборотної води УЗВ

Очищення від розчинених органічних забруднень відбуватиметься у декілька стадій. На першому етапі вони затримуються в процесі сорбції на біоплівці, де переважає гетеротрофна мікробіота, та частково мінералізуються. У подальшому біоплівка буде спожита моллюсками, що одночасно забезпечить

зниження її приросту, додаткову мінералізацію твердих відходів. Таким чином, частина розчинених органічних забруднень буде переведена у нерозчинену форму, окиснена та трансформована у тверді відходи, інша частина – перейде у приріст біомаси молюсків, цінного корму для риб. Винесені з біореактора дрібнодисперсні домішки будуть мінералізовані у біореакторі II ступеня, де в ролі очисних агентів доцільно культивувати представників вищих ракоподібних.

Для реалізації такої послідовності в межах інтегрованої аквакультури необхідно розробити конструкції біореакторів, що передбачають культивування одної або декількох груп очисних агентів. В межах даної послідовності процесів важливим є забезпечення умов для унеможливлення поїдання одних гідробіонтів іншими, оскільки біомаса кожної з груп має кормову цінність. Тому утримання в межах одного біореактора двох груп доцільне лише за умови відсутності між ними відносин типу «хижак-жертва», наприклад – черевоногі молюски з креветками роду *Caridina*. Натомість, з метою ефективного зниження приросту біоплівки на інертному носію біореактора стосунки, які умовно можна описати схемою «хижак-жертва», будуть реалізовані між культивованими у інтегрованій аквакультурі організмами вищих трофічних рівнів та мікробіотою кожної споруди.

Оскільки в межах замкнутого контуру УЗВ існує об'єктивна потреба в очищенні оборотної води до найвищих кондицій якості, а нерозчинені домішки у таких системах характеризуються здатністю частково переходити у розчинену форму, виникає доцільність у розділенні оборотної води на два потоки. У такому випадку основний потік води після проходження попередньої очистки на сітчастому фільтрі можна спрямовувати у біореактор I ступеня, а відокремлену мулову суміш вологістю 97-98% обробляти у відокремлених від потоку оборотної води спорудах – затопленому біофільтрі або ветландах, куди можна подавати також видалені з біореакторів тверді відходи. У разі, якщо з муловою сумішшю та видаленими осадами із загального об'єму води у системі буде відібрано близько 10%, цей об'єм буде компенсовано за рахунок

підживлювальної води. За більших втрат води з видаленими твердими відходами раціонально передбачити глибоке очищення відділеної від осадів води у природних умовах (біоставках) для можливості її повторного використання.

Висновки

1. Переваги багатостадійної технології очищення оборотної води пов'язані з можливістю ефективного залучення до видалення специфічних забруднень цільових груп гідробіонтів, які володіють високим очисним потенціалом та одночасно мають кормову цінність для риб. Основними очисними агентами, яких варто долучити до процесів відновлення якості води, є вищі водні рослини, черевоногі молюски, вищі ракоподібні та олігохети.
2. Структуру біоценозів розроблених споруд визначатиме навантаження за розчиненими та нерозчиненими забрудненнями на блок очищення оборотної води та профіль рибницького підприємства. Використання для годівлі риби в УЗВ кормів вітчизняного виробництва зумовлює зростання навантаження за нерозчиненими забрудненнями на 20-50% у порівнянні з кормами провідних європейських виробників. Оскільки ефект затримки нерозчинених домішок у спорудах механічного очищення залишається незмінним, при годівлі менш якісними кормами виникає необхідність пропорційного збільшення очисної потужності біореакторів I ступеня.
3. Доцільність використання плаваючих водних рослин з метою видалення розчинених сполук Нітрогену та Фосфору пов'язана із прямою асиміляцією фосфатів та амонійного Нітрогену з наступною їх трансформацією у біомасу рослин без утворення побічних продуктів. Найбільш перспективними агентами в умовах рибницьких господарств є представники ряскових, що володіють високими темпами метаболізму та мають кормову цінність для риби. В умовах фітореактора для очищення оборотної води УЗВ асиміляційний потенціал ряскових за Нітрогеном становить близько 2,4 г/(кг·доб). Результати експериментальних досліджень підтверджують можливість повного видалення з

води амонійного Нітрогену за умови забезпечення належних умов їх культивування у фітореакторі.

4. Для мінералізації нерозчинених та сорбованих на поверхні біоплівки забруднень у біоценоз біореакторів необхідно включити представників червононогих молюсків, які забезпечують зменшення кількості твердих відходів та їх укрупнення. За характерного для тепловодних УЗВ температурного режиму рекомендована біомаса молюсків у біореакторі має у два рази перевищувати утворену кількість детриту (приріст біоплівки, сорбовані нерозчинені органічні сполуки).

5. Доцільність залучення до процесів очищення оборотної води УЗВ представників вищих ракоподібних та червів, обґрунтована їх внеском у підвищення рівня мінералізації твердих відходів та зниження приросту мікробіоти біореакторів. Вищі ракоподібні здатні забезпечувати вилучення тонко дисперсних забруднень, включаючи фітопланктон, тому їх необхідно культивувати у біореакторі II ступеня, який характеризується нижчими навантаженнями за органічною речовиною.

РОЗДІЛ 4

ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ ОБОРОТНОЇ ВОДИ ЗА УЧАСТЮ ГІДРОБІОНТІВ РІЗНИХ ВИДІВ ТА ВИЗНАЧЕННЯ РАЦІОНАЛЬНИХ РЕЖИМІВ БІОРЕАКТОРІВ

4.1. Особливості протікання процесів очищення води при культивуванні у очисних спорудах гідробіонтів різних трофічних груп

Інтенсивність процесів очищення залежатиме від відповідності створених умов в біореакторі вимогам культивованих в ролі об'єктів муьтитрофічної аквакультури гідробіонтів. Тому в межах кожного окремого біореактора необхідно виділити критичні чинники, що визначатимуть ефективність очищення за певними показниками. Оскільки підбір перспективних для культивування в очисних спорудах гідробіонтів було здійснено з урахуванням специфіки забруднень та температурного режиму УЗВ, головними задачами при розробці конструкцій біореакторів є ефективна підтримка максимально можливої питомої біомаси очисних агентів з метою збільшення очисної потужності споруди та створення умов для ефективного відведення твердих метаболітів з біореактора. Таким чином, основною задачею оптимізації роботи біореакторів в межах розробленої технології є досягнення необхідного ефекту очищення за контрольованими показниками при мінімальних поточних витратах.

Відповідно до розробленої технології основна частина розчинених сполук Нітрогену і Фосфору асимілюється рослинами та переходить у доступну більшості культивованим видам риб форму органічних речовин. Необхідно зазначити, що рідкі метаболіти (амонійний Нітроген та фосфати) організмів інших трофічних груп, залучених до процесів очищення від органічних забруднень, в процесі руху оборотної води також надійдуть у фітореактор, де будуть асимільовані рослинами.

Незначна частина розчинених органічних сполук може бути трансформована перифітоном, що розвивається у фітореакторі, але основну роль у процесах мінералізації розчинених органічних забруднень відіграватиме гетерогенна мікробіота біореакторів. Забезпечення глибокої мінералізації нерозчинених забруднень відбувається завдяки поетапному переходу твердих метаболітів та неперетравлених залишків кормів в межах трофічних ланцюгів інтегрованої аквакультури. Необхідна кількість таких етапів та роль окремих груп очисних агентів визначається вимогами культивованих риб до якості води та рівнем навантаження за нерозчиненими забрудненнями на блок очищення. Загальну послідовність розташування біореакторів у схемі багатостадійного біологічного очищення оборотної води та рух потоків у ній зображено на рис. 4.1.

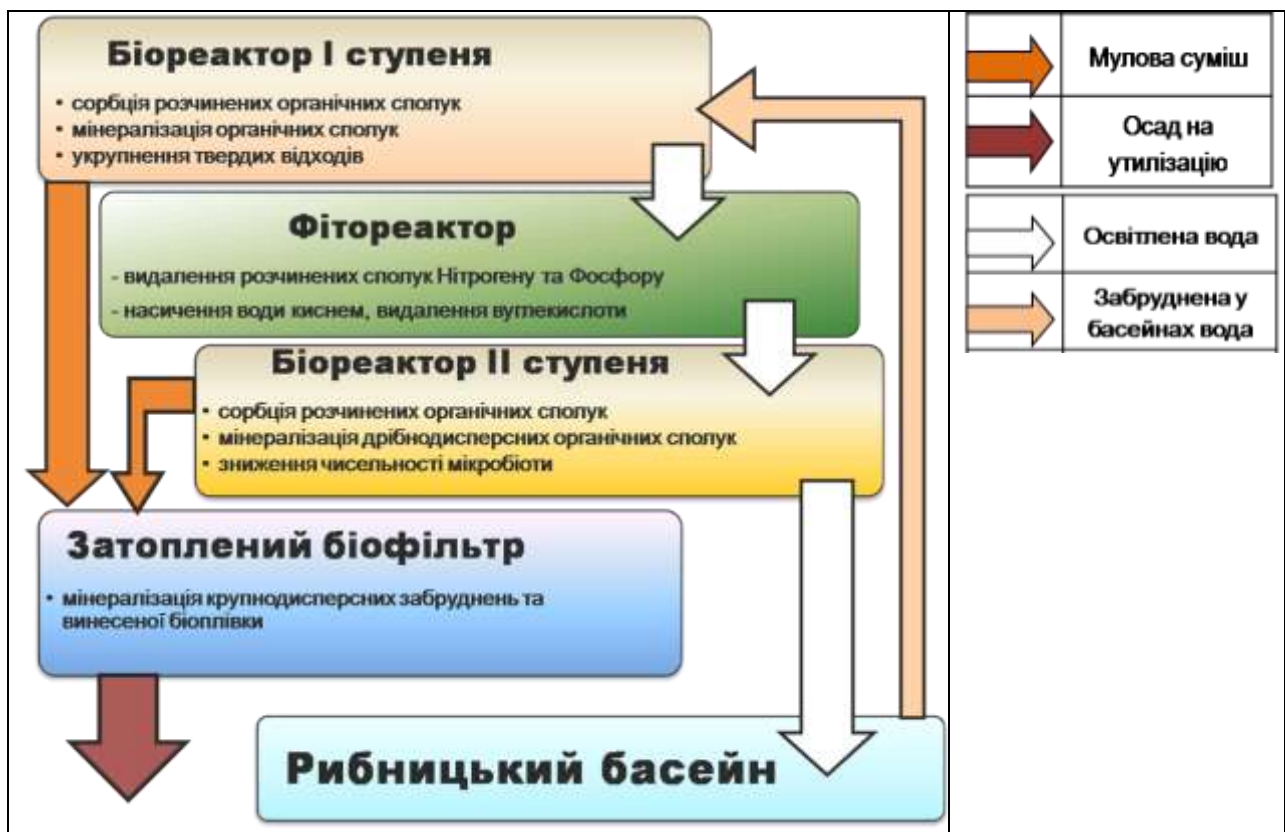


Рис. 4.1. Принципова схема багатостадійної технології біологічного очищення оборотної води

4.2. Розробка раціональних технологічних режимів процесів видалення сполук Нітрогену та Фосфору у фітореакторі з рясковими

4.2.1. Постановка задачі та її реалізація. Технологією багатостадійного очищення оборотної води передбачено видалення розчинених сполук Нітрогену та Фосфору шляхом асиміляції вищими водними рослинами фітореактора. Асиміляційний потенціал за вказаними елементами найбільш перспективних для культивування видів ряскових в межах очисних споруд УЗВ досліджено у розділі 3. Задачею експериментальних досліджень є встановлення залежності очисної потужності фітореактора від ряду абіотичних та біотичних факторів, а також визначення раціональних величин основних параметрів споруди (параметрів освітлення, питомої біомаси рослин на одиницю площі фітореактора, гідравлічного навантаження).

При очищенні води УЗВ за розробленою технологією (розділ 3) на стадії видалення сполук Нітрогену та Фосфору використано фітореактор з плаваючими водними рослинами, в якому визначальним параметром для прийняття конструктивних рішень і встановлення технологічних режимів роботи є очисна потужність. Очисна потужність фітореактора в умовах УЗВ визначається кількістю Нітрогену у формі амоній-йону, яка може бути видалена з оборотної води одиницею площі споруди за визначений період часу. Даний показник ефективності роботи фітореактора можна визначити за формулою:

$$ОП_N = f(T) \cdot f(I) \cdot W_N \cdot \omega; \quad (4.1)$$

де ОП_N – очисна потужність фітореактора за Нітрогеном, гN/(м²·доб);

$f(T)$ – температурна функція залежності інтенсивності видалення сполук Нітрогену у фітореакторі, при температурі, що відповідає оптимальному діапазону для ряски малої (20-26 °C), $f(T) = 1$;

$f(I)$ – функція залежності очисної потужності від інтенсивності та тривалості освітлення; в умовах освітлення, наближених до оптимальних, $f(I) = 1$;

W_N – асиміляційний потенціал рослини за Нітрогеном, приведений до сирової ваги, гN/(кг·доб);

ω – питома сира біомаса рослин на одиницю площі фітореактора, $\text{кг}/\text{м}^2$.

Очисну потужність фітореактора за Нітрогеном визначатиме динаміка приросту біомаси очисних агентів, вміст даного елемента у їх хімічному складі та питома маса рослин на одиниці площі фітореактора [308, 309]. Враховуючи, що діапазон коливань вмісту Нітрогену у запропонованих для культивування рослинах є доволі обмежений і не може бути регульованою величиною, основними напрямками інтенсифікації процесу видалення з оборотної води сполук Нітрогену є реалізація в умовах фітореактора близьких до максимальних темпів росту ряскових та забезпечення умов для нарощування біомаси у раціональних межах.

Гідравлічне навантаження на споруду за умови рівномірного розподілу води, що надходить на очищення, фактично визначатиме час контакту рослин з водою. Таким чином, на основі досліджень динаміки приросту біомаси ряскових в умовах фітореактора та визначеного асиміляційного потенціалу рослин за Нітрогеном, гідравлічне навантаження встановлюється виходячи з необхідного ефекту очищення за NH_4^+ . Діапазон коливань даного показника в межах фітореактора з представниками родини ряскових може становити $0,4\text{-}1 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$.

Як було зазначено у розділі 3, на темпи росту ряскових при культивування в умовах очисних споруд оборотної води УЗВ впливатимуть температура води, концентрації забруднень та параметри освітлення. Теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено, що характерні діапазони коливань температури та концентрацій забруднень оборотної води тепловодних УЗВ будуть цілком відповідати вимогам до умов культивування запропонованих видів (ряска мала, вольфія). Окрім того, цілеспрямована зміна даних параметрів з метою інтенсифікації процесів очищення виглядатиме економічно недоцільною. Таким чином, визначення раціональних меж інтенсивності та тривалості освітлення фітореактора дозволить з мінімальними

витратами забезпечити належний рівень видалення сполук Нітрогену та інших біогенних елементів з оборотної води.

Коридорна конструкція фітореактора (рис. 4.2) передбачає роботу споруди як ідеального витиснювача та забезпечує рівномірний контакт води з рослинами. Також дана конструкція забезпечить просторову сукцесію різних представників водних рослин, яка відповідатиме рівню їх стійкості до забруднень оборотної води. Система штучного освітлення влаштовується вздовж каналу.

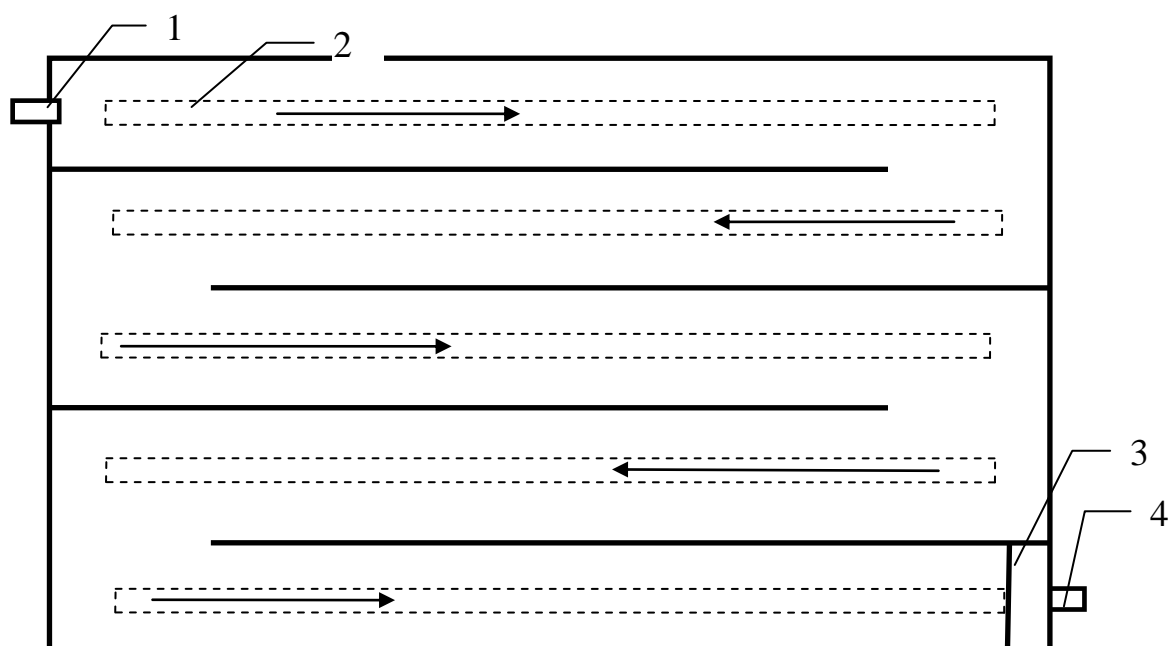


Рис. 4.2. Схема фітореактора коридорного типу: 1 – подача води; 2 – система освітлення; 3 – утримуюча рамка; 4 – відведення очищеної води

Дана конструкція виявляється зручною для включення у фітореактор іммобілізованих на волокнистих носіях гідробіонтів (рис. 4.3). У такому випадку в якості субстрату для перифітону можуть також використовуватись нитчасті водорості, закріплені на спеціальному рамчатому каркасі.

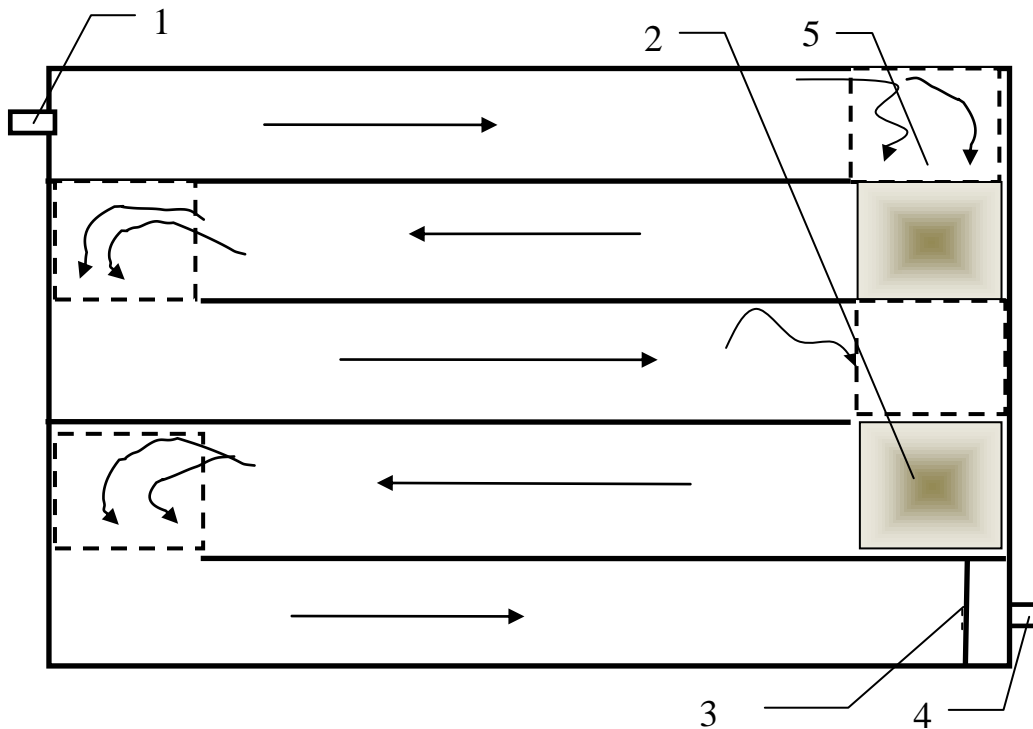


Рис. 4.3. Схема комбінованого фітореактора: 1 – подача води;
2 – приймки для відведення осаду; 3 – утримуюча рамка;
4 – відведення очищеної води; 5 – рамки з волокнистим носієм

Очисна потужність фітореактора з плаваючими водними рослинами буде залежати від питомої їх біомаси на одиниці площі споруди, тому з метою інтенсифікації процесів видалення сполук Нітрогену доцільним є утримання на поверхні споруди більшої біомаси рослин. Обмежуючими факторами при збільшенні товщини шару ряскових у фітореакторі можуть бути біологічні особливості видів, які не переносять тривалого занурення, зниження інтенсивності освітлення у нижніх шарах рослинного покриву, дефіцит поживних елементів та погіршення умов дихання/фотосинтезу при відсутності належного гідравлічного режиму або перемішування рослин. Як наслідок, у такому випадку буде спостерігатись уповільнення приросту біомаси, інтенсивне відмирання рослин, що опинились у критичних умовах. У фітореакторі для очищення оборотної води УЗВ зростання очисної потужності відбувалось пропорційно нарощуванню біомаси ряскових до товщини шару у 5-6,5 см, що

відповідало питомій біомасі 4-6 кг/м². У подальшому спостерігали відмирання частини рослин, уповільнення темпів росту популяції, що негативно відображалось на ефективності очищення оборотної води. Збільшення питомої біомаси ряскових у фітореакторі з метою інтенсифікації процесів видалення сполук Нітрогену обмежене морфологією рослин. В умовах природних водойм для ряски малої критичною буде товщина шару більша, ніж 7 см (за таких умов рослини верхніх шарів обмежені у поживних речовинах, а нижні – у світлі та вуглекислоті). За таких умов спостерігається уповільнення розвитку та відмирання частини рослин. Тому в умовах фітореактора раціональним є створення незначного руху води, з яким забезпечиться надходження поживних речовин.

Конструктивні особливості фітореактора передбачають утримання у ньому шару рослин товщиною до 5-6 см. За такої товщини відмічено найбільш ефективне використання джерел штучного освітлення та збереження належних темпів приросту маси рослин. Оскільки рослини тримаються на поверхні, регулювати товщину їх шару можна за допомогою утримуючої рамки, влаштованої перед трубопроводом відведення очищеної води. При подальшому нарощуванні фітоомаси частина рослин потрапляє за межі утримуючої рамки та виноситься із споруди. Таким чином у фітореакторі можна передбачити утримання стабільної кількості рослин та регулювати їх питому густину шляхом занурення-підняття рамки. Попереджувати винесення рослин з споруди можна шляхом візуального контролю товщини шару та видаленням необхідної кількості рослин вручну. В умовах потужних господарств фітореактор доцільно обладнати зоною затримки винесеної надлишкової біомаси рослин для можливості часткової автоматизації процесів їх видалення та згодовування.

Нітроген у формі амонію виступає як лімітуюче забруднення оборотної води УЗВ, тому ефективність його видалення у фітореакторі фактично визначає необхідний рівень розбавлення та коефіцієнт рециркуляції в УЗВ. Доцільність підвищення ефекту очищення за амонійним Нітрогеном визначається залежно від об'єкта вирощування та місцевих умов (якість та доступність природних

джерел водопостачання, характеристики кормів, умови для утилізації утворених відходів). У будь-якому випадку основною задачею оптимізації роботи фітореактора є забезпечення необхідного рівня очищення за вказаним забрудненням при мінімальних експлуатаційних витратах.

Оскільки темпи асиміляції основних біогенних елементів безпосередньо пов'язані з темпами приросту біомаси рослин, у процесі досліджень здійснювали контроль як динаміки Нітрогену та Фосфору, так і біомаси рослин. При очищенні води в умовах фітореактора позитивною характеристикою є те, що рослини повністю асимілюють Нітроген та інші біогенні елементи без утворення у воді проміжних продуктів або інших сполук, як це притаманно процесам нітри-денітрифікації. Тому, зафіксувавши приріст біомаси даних очисних агентів у споруді, можна апіорі стверджувати про перехід пропорційної кількості Нітрогену у доступну риbam біомасу рослин. Також про інтенсивність асиміляції амонійного Нітрогену можна судити з морфології культивованих видів рослин, – на основі власних досліджень та літературних джерел визначено ознаки нестачі певних елементів, недостатнього освітлення чи інших стресових факторів.

Часткова компенсація основного недоліку фітореактора з плаваючими водними рослинами, пов'язаного з обмеженими можливостями нарощувати значну біомасу на одиниці площі, може забезпечуватись за рахунок об'єднання процесів у комбінованій споруді (шляхом встановлення інертного носія у товщі води фітореактора, влаштування двохярусних споруд). Також за рахунок незначної глибини фітореактор можна розміщувати безпосередньо над рибницькими басейнами, що дозволить збільшити ефективність фотосинтезу використанням природної інсоляції.

4.2.2. Дослідження залежності інтенсивності видалення сполук Нітрогену рясковими від параметрів освітлення. Визначення раціональних меж інтенсивності освітлення фітореактора будь-яким джерелом штучного світла, як

і тривалості світлового періоду, пов'язане безпосередньо із задачею оптимізації процесу видалення сполук Нітрогену та Фосфору у фітореакторі з рясковими.

Також керована зміна інтенсивності освітлення є ефективним та раціональним інструментом для регулювання очисної потужності фітореактора, оскільки технічні характеристики сучасних систем освітлення дозволяють автоматизувати такий процес. Спрямована зміна параметрів освітлення фітореактора може бути розглянута як механізм реагування на певні зміни в системі УЗВ. По-перше, при можливості освітлювати фітореактор за рахунок природної інсоляції система штучного освітлення дозволяє компенсувати дефіцит сонячної активності взимку, забезпечувати належну яскравість у похмурі дні. По-друге, керовану зміну параметрів освітлення при зниженні навантаження за сполуками Нітрогену на фітореактор можна використовувати для підтримки стабільного режиму роботи споруди. Так, у разі необхідності забезпечення близького до максимального асиміляційного потенціалу за Нітрогеном, що в умовах фітореактора становить $2,4 \text{ гN/(кг·доб)}$, ряска має подвоювати власну вагу приблизно за дві доби. Такі умови в споруді будуть досягнуті при надходженні з забрудненою водою усіх необхідних для її росту макро- та мікроелементів, температурного діапазону в межах $20\text{-}27^\circ\text{C}$, та інтенсивності освітлення не нижче 6500 Лк . Суттєве зниження концентрацій забруднень на вході або зменшення витрат забрудненої води може привести до нестачі поживних елементів для культивованої біомаси ряскових. Зменшення загальної біомаси ряски у фітореакторі у таких випадках є трудомістким та малоефективним процесом, адже при відновленні розрахункової витрати забрудненої води чи зростанні концентрацій забруднюючих речовин до звичних значень необхідно буде пропорційно збільшити біомасу даних очисних агентів. Також недоцільним у такому випадку буде відключення однієї з секцій фітореактора, адже за декілька діб у відключеній секції почнеться відмирання рослин. Тому єдиним раціональним та економічно доцільним рішенням в таких умовах є зміна умов освітлення фітореактора. Дана задача може бути досягнута як скороченням тривалості освітлення, так і зменшенням його інтенсивності.

Попри те, що у роботах багатьох дослідників [206, 208, 218, 220-222, 267] приділено увагу вивченню динаміки росту ряскових у різних умовах, особливості складу і характеристики забруднень УЗВ та відмінності окремих типів ламп зумовлюють потребу у визначенні залежності темпів росту рослин від інтенсивності освітлення при культивуванні їх в умовах очисних споруд УЗВ. Окрім того, визначені як оптимальні межі інтенсивності освітлення, за даними різних авторів [206, 267], суттєво відрізняються між собою (від $85 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ до $250\text{-}300 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), що обґрунтовує необхідність експериментального пошуку раціональних параметрів освітлення залежно від інших умов та параметрів культивування. Доцільність визначення раціональних значень інтенсивності освітлення фітореактора пов'язана також із залежністю темпів асиміляції рослинами біогенних елементів від комплексу абіотичних факторів, серед яких найбільш важливими є температура, рН, концентрації та співвідношення доступних для рослин форм макро- та мікроелементів. Таким чином, керовану зміну умов освітлення фітореактора можна розглядати як найбільш дієвий спосіб оптимізації видалення з оборотної води УЗВ основних біогенних елементів вищими водними рослинами.

В аспекті культивування рослин у системах із джерелами штучного освітлення необхідно враховувати не тільки інтенсивність світла, а й спектр, який випромінюють лампи. Рекомендовані [206] межі діапазону довжини хвилі у 400-700 нм можна забезпечити різними типами ламп, але враховуючи, що головним завданням системи освітлення є створення умов для інтенсивного протікання фотосинтезу, для досліджень використовували спеціалізовані фітолампи (з найбільш інтенсивним випромінюванням у червоній та синій частинах спектру).

У ході досліджень впливу спектру люмінесцентних ламп на темпи росту ряскових (табл. 4.1) при очищенні води у фітореакторі було виявлено, що рослини характеризуються приблизно однаковою динамікою приросту біомаси як при використанні спеціалізованих ламп для оранжерей та акваріумів (Sylvania GroLux, Osram Fluora), так і ламп з покращеною світловіддачею та

збалансованим спектром, призначених для освітлення торгівельних залів чи використання у житлових приміщеннях (Sylvania Luxline Plus, Philips Master) [235]. Перший тип ламп має адаптований до забезпечення найкращої вегетації рослин спектр (максимуми у довжині хвиль в межах 440-450 нм та 650-670 нм). Другий тип ламп характеризується збалансованим спектром, близьким до природного освітлення, - візуально сприймається як нейтральне або тепле світло. На відміну від спеціалізованих ламп для рослин, у спектрі таких ламп переважають хвилі в діапазоні довжини 550-650 нм.

Світловий потік ламп серій Luxline Plus та Master для типів TLD 830-840 за паспортними характеристиками становить 3350 Лм, тоді як аналогічна характеристика для фітоламп коливається в межах 2200-2250 Лм. Водночас, оскільки потужність досліджуваних ламп була однаковою (36 Вт), а час подвоєння біомаси рослин при освітленні різними спектрами суттєво не відрізнявся, можна зробити висновки, що енергоефективність їх при використанні у фітореакторі буде приблизно рівною.

Таблиця 4.1.

Результати порівняльних досліджень очищення води УЗВ від амонійного Нітрогену в фітореакторі з лампами різних спектрів

Марка ламп, серія та маркування	Технічні характеристики		Ефект видалення із води УЗВ NH_4^+ , %	Час подвоєння біомаси, діб
	Потужність, Вт	Світловий потік, Лм		
1	2	3	4	5
Philips Master TLD 830	36	3350	95-97	2,9
Philips Master TLD 840	36	3350	95-97	2,8
Sylvania Luxline Plus Deluxe /865	36	3250	93-96	3
Sylvania Luxline Plus Deluxe/830	36	3350	93-95	2,8
Sylvania GroLux	36	2200	95-96	2,6
Osram Fluora 77	36	2250	95-97	2,8

Для забезпечення нижньої межі оптимального діапазону інтенсивності освітлення у 4200 Лк на кожному квадратному метрі поверхні фітореактора необхідно розмістити дві фітолампи. При розміщенні таким чином ламп з покращеною світлопередачею можна очікувати, що інтенсивність освітлення буде ближче до верхньої межі зазначеного у [206] діапазону. Результати вимірювання освітленості фітореактора різними типами ламп приведені у табл. 4.2.

Таблиця 4.2.

Результати порівняльних досліджень темпів росту ряскових при освітленні фітореактора різними типами ламп

Тип ламп	Технічна характеристика світильника			Інтенсивність освітлення, Лк	Період освітлення, год.	Час подвоєння біомаси, діб
	К-сть ламп	N, Вт	Світловий потік, Лм			
1	2	3	4	5	6	7
TLD	2	72	3350·2	5200-5450	12	2,6-3
Світло-діодний	5	50	5·1100	5130-5380	12	2,5-2,8

Отже, для забезпечення раціональних параметрів освітлення фітореактора при використанні люмінесцентних ламп їх доцільно розташовувати лініями вздовж споруди, відстань між лініями має становити в межах 50 см. З метою рівномірного освітлення усієї поверхні світильники необхідно розміщувати на висоті 25 см над водою. Таким чином, встановлена потужність системи освітлення при використанні люмінесцентних ламп складатиме близько 60 Вт/м², а при роботі в межах 6 годин питомі добові витрати електроенергії становитимуть 0,36 кВт/(м²·доб). При відсутності природної інсоляції тривалість освітлення фітореактора необхідно підтримувати на рівні 12-14 годин, у такому разі питомі витрати електроенергії зростуть до 0,72-0,84 кВт/м² за добу.

Система освітлення з використанням діодних ламп також має забезпечити належну інтенсивність та відповідати вимогам рослин щодо спектру світла. При використанні діодів марки Epistar номінальною потужністю 10 Вт із спектром, аналогічним люмінесцентним лампам TLD 830 та TLD 840, на кожному квадратному метрі площі фітореактора має бути встановлено 4-5 одиниць (діод потужністю 10 Вт з нейтральним спектром характеризується світловим потоком до 1000-1200 Лм) таким чином, встановлена потужність діодного світильника становитиме 40-50 Вт/м², а добові витрати електроенергії залежно від наявності природної інсоляції можуть коливатись в межах 0,24-0,6 кВт/м².

В ході попередніх спостережень за динамікою ряскових в умовах декоративної аквакультури було встановлено добру пристосованість ряски малої та вольфії до порівняно низької інтенсивності освітлення. Також у процесі досліджень підтверджено можливість ряски розвиватись при цілодобовому штучному освітленні. При цьому суттєвого підвищення темпів росту рослин порівняно з 12-14 годинним світловим періодом не спостерігалось.

Для дослідження впливу інтенсивності штучного освітлення в межах фітореактора було визначено асиміляційну потужність за Нітрогеном ряски малої при різній інтенсивності освітлення люмінесцентними лампами. Дослідження очисної потужності фітореактора від параметрів освітлення проводили при характерних для оборотної води тепловодних УЗВ параметрах (табл. 4.3).

Таблиця 4.3.

Концентрації основних забруднень перед подачею у фітореактор

Показник	Одиниці виміру	На вході в фітореактор
Температура	°C	24-27
Завислі речовини	мг/дм ³	20-60
рН	-	6,5-7,0
БСК ₅	мг/дм ³	30-45
ХСК	мг/дм ³	55-80
Амоній (NH ₄ ⁺)	мг/дм ³	3-8
Нітрит (NO ₂ ⁻)	мг/дм ³	0,1-0,3
Нітрат (NO ₃ ⁻)	мг/дм ³	30-170

Отже, інтенсивність видалення сполук Нітрогену в процесі асиміляції рослинами може змінюватись у доволі широкому діапазоні (відповідно до часу подвоєння біомаси ряскових у фітореакторі), де за характерних для оборотної води УЗВ умов визначальну роль відіграватиме інтенсивність та тривалість періоду освітлення.

Інтенсивність освітлення змінювали шляхом комбінування кількості люмінесцентних ламп у системі освітлення та зміною відстані світильника від поверхні фітореактора. При використанні світильників із діодними лампами яскравість освітлення можна змінювати програмно. Асиміляційна потужність ряски була розрахована відповідно до кількості вилученого з води Нітрогену (у формі амоній-йону) та Фосфору (фосфатів) рослинами із сирою вагою 100 г, які були поміщені у фітореактор (рис. 4.4).

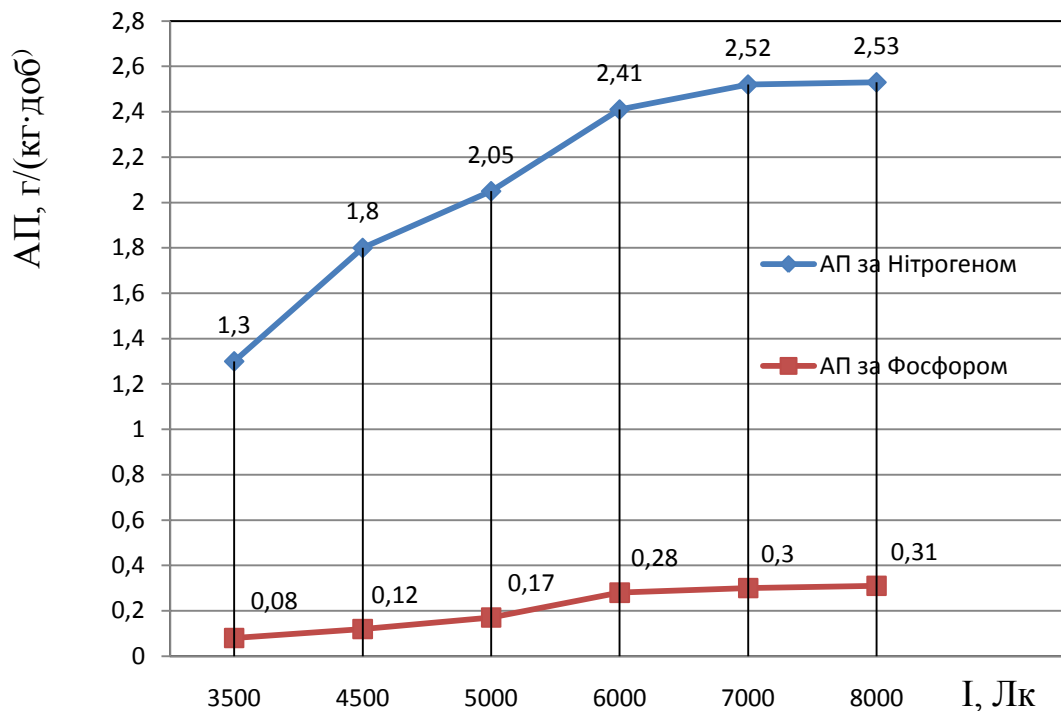


Рис. 4.4. Залежність асиміляційного потенціалу ряски малої (АП) від інтенсивності освітлення фітореактора (I)

Для визначення необхідної площі фітореактора або ефективного регулювання його очисної потужності побудовано графіки (рис. 4.5), що відображають залежність очисної потужності споруди від тривалості та інтенсивності освітлення. Розрахункові значення очисної потужності за амонійним Нітрогеном приведено за умови розміщення на площі споруд в 1м² від 4 до 6 кілограмів сирої маси ряскових. При інтенсивному розвитку і розмноженні рослин, що характеризується часом подвоєння біомаси в межах двох-трьох діб, за добу сира маса ряскових вагою у 1 кг здатна вилучити з води

2,4 г Нітрогену, що відповідатиме 3,1 г амоній-йону. Очисну потужність фітореактора з рясковими за амонійним Нітрогеном можна визначити, виходячи з асиміляційної потужності ряски за даним забрудненням в умовах очищення оборотної води УЗВ, приведеної до 1 кг сирової маси. Виходячи з результатів попередніх досліджень, на 1 м² площі фітореактора може розвиватись до 4-6 кг сирової маси ряски (залежно від умов освітлення та інших параметрів). Відповідно, якщо асиміляційна потужність ряски, приведена до 1 кг сирової маси, становить близько 2,4 г Нітрогену за добу, то очисна потужність фітореактора залежно від кількості біомаси на його поверхні складатиме 9,6-14,4 гN/(м²·доб). При перерахунку на амонійний Нітроген очисна потужність споруди становитиме 12,3-18,5 гNH₄⁺/(м²·доб).

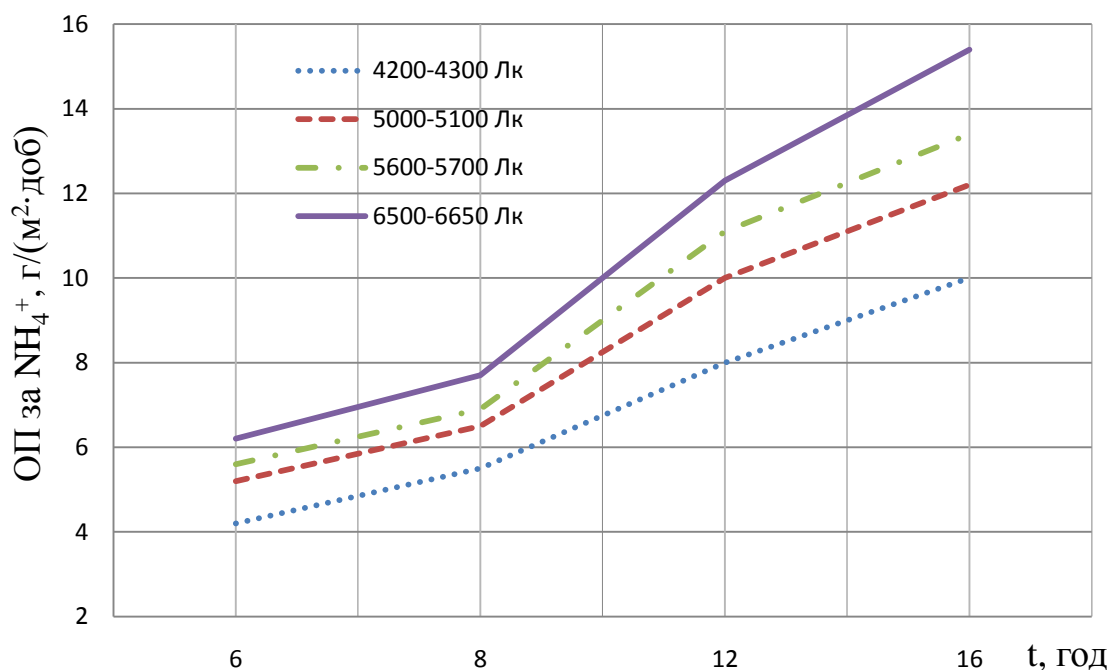


Рис. 4.5. Залежність очисної потужності (ОП) фітореактора з рясковими від тривалості світлового періоду (t) при різних інтенсивностях освітлення

У процесі дослідження асиміляційної потужності ряскових за Фосфором при очищенні води УЗВ виявлено, що в межах замкнутого контуру УЗВ даний елемент не проявляє лімітуючої дії на темпи асиміляції амонійного Нітрогену [310, 311]. Згідно аналітичних даних, співвідношення розчинених сполук Нітрогену та Фосфору у оборотній воді відрізняється від оптимального їх

співвідношення для більшості ряскових. Водночас, можливість швидкого переходу частини зв'язаних фосфатів у розчинену форму, пов'язана з життєдіяльністю мікробіоти, а також фосфатів дрібнодисперсної фази здатна компенсувати потенційний дефіцит Фосфору. Виділені рибами фосфатиди, нуклеїнові кислоти та їх складові метаболізує гетеротрофна мікробіота, присутня у воді, за рахунок чого додатково поповнюється вміст розчинених фосфатів. Окрім того, трансформація грубодисперсних домішок молюсками також супроводжується надходженням у воду рідких метаболітів, які містять зокрема й фосфати. В ході досліджень було встановлено, що порівняно із нитчаткою ряска володіє дещо нижчими темпами асиміляції фосфатів (Рис.4.6). Але через дефіцит у воді фосфору після його повної асиміляції водоростями можна очікувати припинення темпів їх росту та, відповідно, асиміляції з води сполук Нітрогену. В умовах УЗВ такі процеси є вкрай небажаними, тому використання водоростей може бути доцільним лише після залучення до процесів очищення вищих рослин.

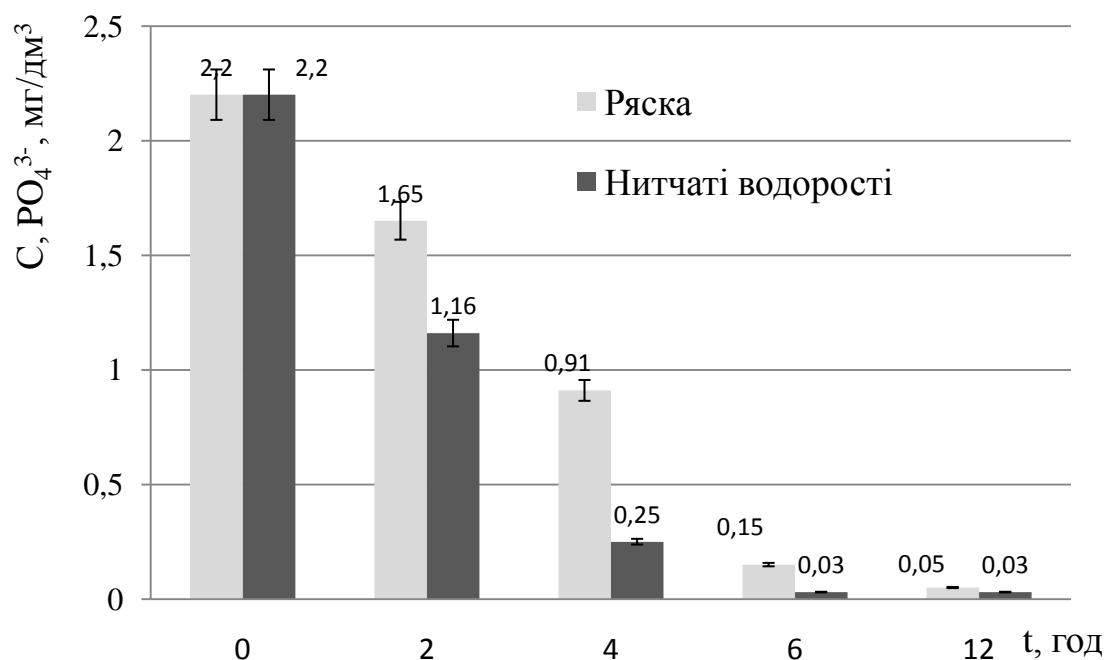
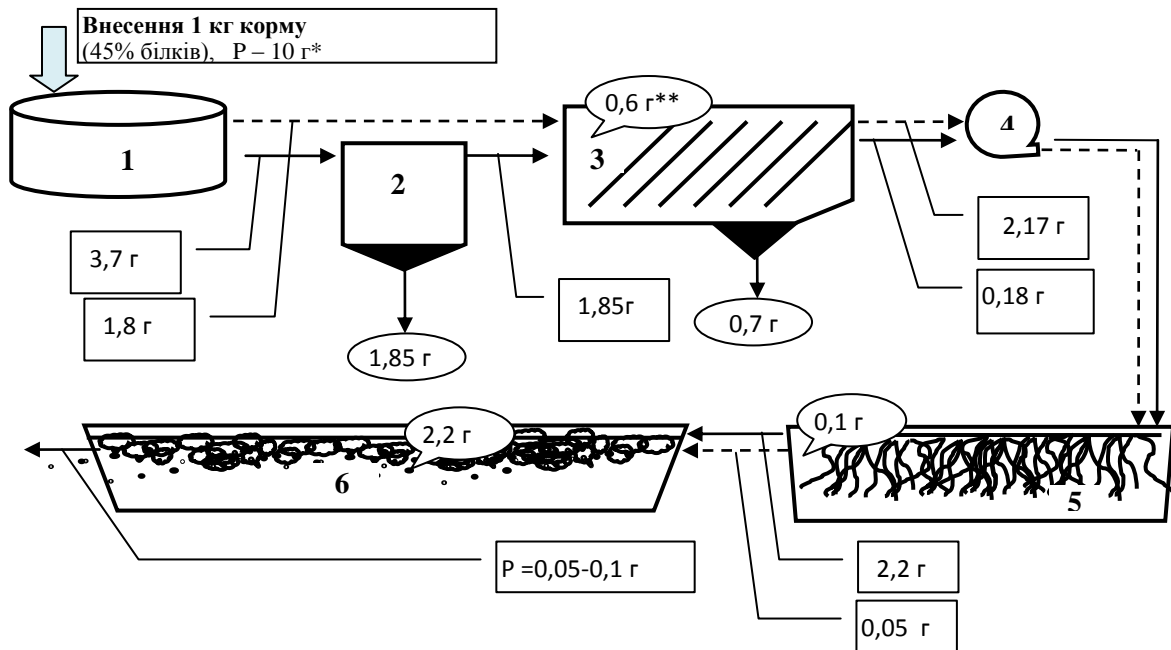


Рис. 4.6. Залежність концентрації фосфатів ($C\text{ PO}_4^{3-}$) від тривалості контакту з рослинами (t)

На основі потенційного навантаження за Фосфором на блок відновлення якості води УЗВ з вирощування форелі [1, 36] та особливості метаболізму культивованих у інтегрованій аквакультури гідробіонтів розроблено балансову схему трансформації сполук Фосфору у процесі очищення води (рис. 4.7).



*джерело: Biomar and the Environmental Protection Agency, Denmark.

** джерело: Crab R. et al., 2007 [30]

- 1- Рибницькі басейни
- 2 - Сітчастий фільтр
- 3 - Біореактор з молюсками
- 4 - Насос
- 5 - Біореактор з вищими ракоподібними
- 6 - Фітореактор з рясковими

- Розчинені сполуки
- - - - -> Нерозчинені сполуки
- - Асиміляція елемента у біомасу очисного агента
- (0,7 г) - Видалення із системи у вигляді твердих відходів

Рис. 4.7. Балансова схема трансформації сполук Фосфору при очищенні оборотної води УЗВ

Відповідно до схеми, з 1 кг внесеного корму рясківі потенційно можуть асимілювати близько 2,2 г Фосфору. У такому разі, виходячи з співвідношення N/P у хімічному складі ряскових, необхідна кількість Нітрогену, яка має надійти у доступній для рослин формі з даної кількості внесеного корму, становитиме 7-12 г. Враховуючи, що потенційне навантаження за Нітрогеном у

амонійній формі за різними оцінками становить 26-39 г, та зважаючи на додаткове виділення амонійного Нітрогену у процесі амоніфікації, в умовах інтегрованої мультитрофічної аквакультури лімітування темпів росту рослин даним елементом є малоймовірним.

Отже, доцільність трансформації дрібнодисперсних забруднень у біореакторах інтегрованої аквакультури блоку очищення додатково обґрунтовується ефективною конверсією Фосфору у біомасу кормових організмів та забезпеченням надійної роботи фітореактора.

4.2.3. Дослідження динаміки концентрації розчиненого кисню у фітореакторі з рясковими. Концентрація кисню у воді є одним з найбільш важливих параметрів, який постійно контролюється та коригується в межах рибницьких басейнів, також кисень відіграє вирішальну роль у аеробних біореакторах, призначених для відновлення якості води. Тому окремі методики розрахунку необхідної кратності водообміну у басейнах для риб ґрунтуються на кисневому балансі, необхідному для підтримання інтенсивних темпів росту риб, а для протікання процесів біологічного очищення в аеробних умовах розраховують необхідну кількість кисню. Таким чином, в межах фітореактора було досліджено баланс кисню у випадку, коли його концентрації у воді басейнів мають вкрай важливе значення, та для випадку, коли певний дефіцит кисню у воді не є критичним для риб.

Для освітлення фітореакторів в були використані системи з діодними (УЗВ для стерляді) та люмінесцентними лампами (УЗВ для сомів). Інтенсивність освітлення в обох випадках складала близько 6200 Лк. Період освітлення становив 14 годин: вмикання відбувалось о 5 год 30 хв, вимикання – 19 год 30 хв. Регулювання світлового дня здійснювалось за допомогою добового механічного таймера.

Фітореактор з рясковими у технологічній схемі очищення оборотної води може забезпечувати додаткове надходження розчиненого кисню у воду у період фотосинтезу рослин. Можливість вибіркового поглинання плаваючими на поверхні рослинами кисню та вуглекислоти з атмосфери або водного

середовища дозволяє здійснювати видалення сполук Нітрогену незалежно від концентрації вуглекислоти та кисню у воді, що подається на очищення. Водночас, фактор освітлення буде відігравати важливу роль у надходженні розчиненого кисню за рахунок фотосинтезу. Дослідження динаміки розчиненого у воді кисню здійснювали в УЗВ з вирощування осетрових (стерлядь) [236] та сомових (кларіас) [274] (рис. 4.8). Перший об'єкт є достатньо чутливим до дефіциту кисню у воді, тому у басейнах забезпечують додаткову аерацію за рахунок введення у воду технічного кисню або барботажу повітрям. Сомові за рахунок легеневого дихання є стійкими до дефіциту кисню у воді, надвисокі щільності посадки та інтенсивний метаболізм риб спричиняють зниження концентрації кисню у воді басейнів до 2 мг/дм^3 і нижче.

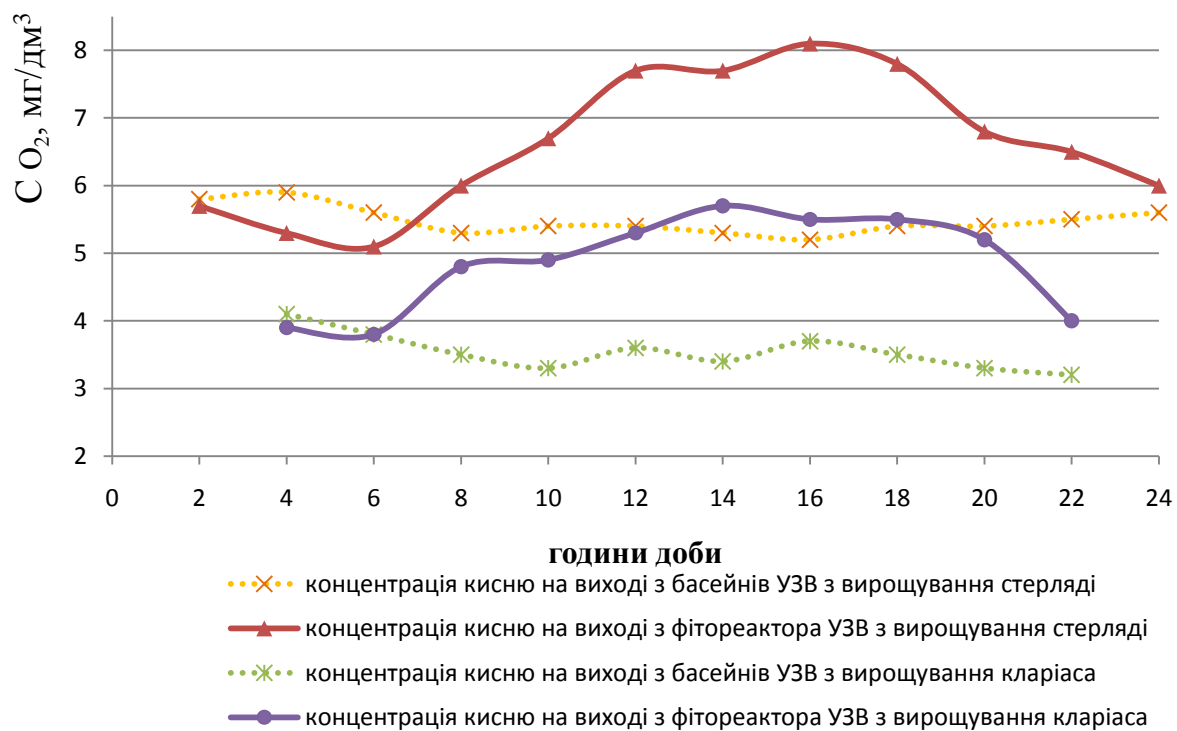


Рис. 4.8. Динаміка концентрації кисню (C O_2) від періоду доби на вході та виході з фітореактора у господарствах з вирощування стерляді та сома

У біореакторі, розташованому після фітореактора, внаслідок позитивного впливу на баланс кисню під час фотосинтезу ряскових, не виникає дефіциту

кисню у період найбільшого навантаження за органічною речовиною, який спостерігається за 2-3 години після внесення кормів зранку.

4.2.4. Дослідження ефекту очищення оборотної води від розчинених органічних сполук. Під час проведення експериментальних досліджень ефективності видалення сполук Нітрогену у фітореакторі з рясковими було зафіксовано незначний ефект очищення води за БСК₅ (з 50-60 мг/дм³ до 45-55 мг/дм³). Таке явище можна пояснити процесом асиміляції рослинами окремих органічних сполук, принципову можливість якої обґрунтовано у роботах [206]; окисненням органічних сполук мікрофлорою, що міститься у товщі води фітореактора та участю у процесах окиснення перифітону, розміщеного на кореневій системі та нижній частині фронди ряскових. Інтенсифікація процесів окиснення органічних речовин в межах фітореактора з рясковими в перспективі дозволяє збільшити ефекти очищення оборотної води за показниками БСК та ХСК, тому задачею подальших досліджень стало виявлення основного чинника, що зумовлює окиснення органічних сполук у фітореакторі з рослинами. Можливості інтенсивної асиміляції органічних сполук рослинами є малоімовірними, найбільш раціональним поясненням такому процесу є адаптація рослин до тимчасового дефіциту макроелементів у доступній формі. Також потенційно обмежені можливості мікробіоти, що міститься у оборотній воді, оскільки її біомаса є доволі незначною. Тому очевидно, що найбільший внесок у процеси окиснення органічних сполук робить мікроскопічний перифітон кореневої системи рослин. Такі припущення підтверджено результатами культивування ейхорнії у водоймах, забруднених господарсько-побутовими водами, та в умовах присадибних водойм, – одночасно з глибоким видаленням сполук Нітрогену та Фосфору фіксують зниження концентрацій розчинених органічних сполук. Оскільки ейхорнія має потужну кореневу систему, цілком ймовірним є можливість формування на ній значної біомаси перифітону, який і забезпечує трансформацію органічних сполук. Таким чином, можна очікувати, що збільшення питомої біомаси ряскових у фітореакторі забезпечить часткове

збільшення окисної потужності за розчиненими органічними речовинами. Водночас, збільшення товщини шару рослин суттєво обмежить можливості для інтенсивного розвитку таких мікроорганізмів. Також розвиток перифітону на рясці буде обмежений тривалістю її перебування у фітореакторі, – приріст біомаси має бути вилучений та згодований риbam.

Гідробіологічні дослідження перифітону ряскових та ейхорнії підтвердили зазначені вище припущення. Також виявлено, що перифітон ряски представлений лише мікробіотою, – таке явище зумовлене малими лінійними розмірами кореневої системи ряскових; до складу перифітону ейхорнії можуть входити більші за розміром організми – молюски, черви, нижчі ракоподібні. Виявити співвідношення біомаси окремих груп мікроорганізмів в межах такого біоценозу доволі складно, тому, враховуючи що до складу перифітону входять також водорості, неможливо здійснити точне визначення внеску у процеси очищення кожної окремої групи очисних агентів. Тому очисну потужність фітореактора за розчиненими органічними сполуками та її залежність від товщини шару ряскових було досліджено у виробничих умовах.

Дослідження залежності ефективності очищення води УЗВ від сполук Нітрогену, Фосфору та розчинених органічних речовин у фітореакторі з рясовими від питомої біомаси рослин (рис. 4.9) дозволяють опосередковано оцінити загальний внесок перифітону ряскових у процеси окиснення органічних забруднень оборотної води.

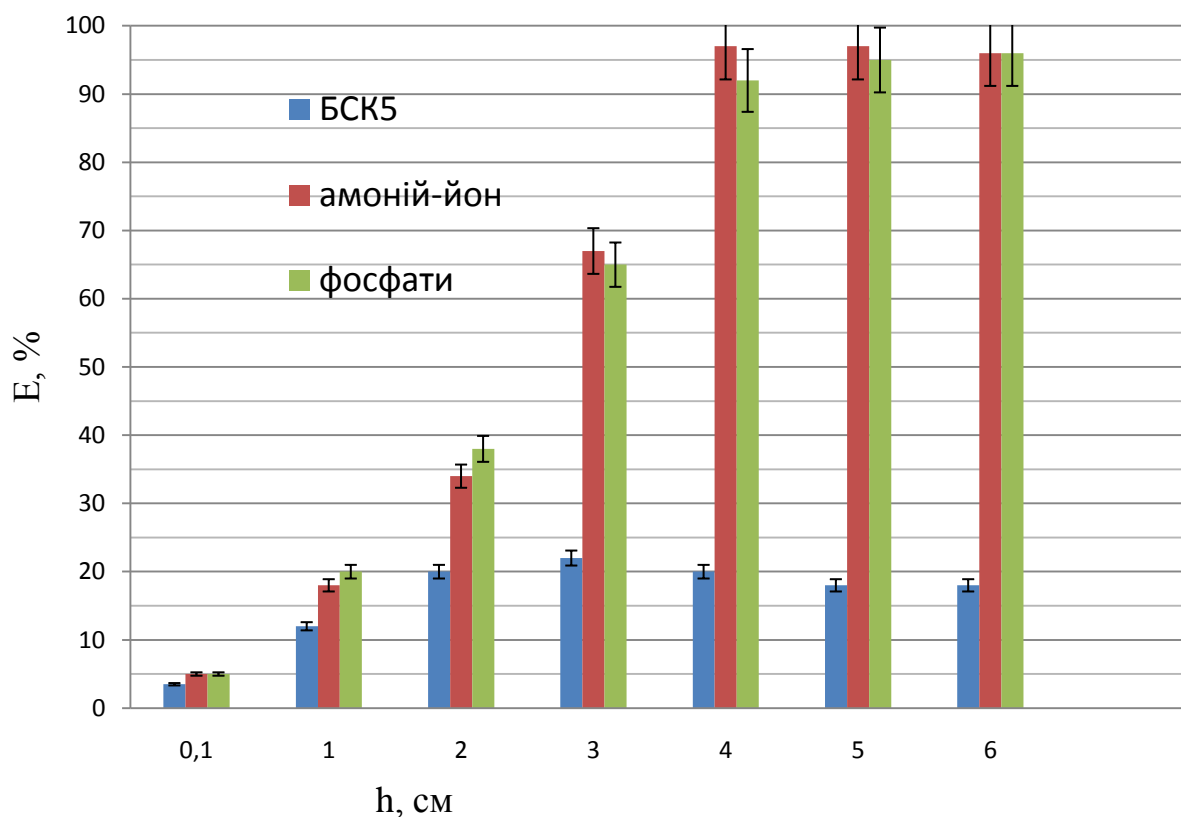


Рис. 4.9. Залежність ефекту очищення води (E) за показниками БСК₅, амонійним Нітрогеном та фосфатами від товщини шару ряски (h)

Як видно з графіка, ефект видалення амонійного Нітрогену зростає пропорційно нарощуванню товщини шару рослин на одиниці площі в межах від 0,1 до 4 см. Подальше нарощування шару ряски 5-6 см забезпечує незначне зростання ефекту очищення за амонійним Нітрогеном та фосфатами, що можна пояснити погіршенням умов для росту рослин у щільному шарі. Ефект очищення за БСК зростає пропорційно нарощуванню товщини шару рослин до 1 см, у подальшому через несприятливі умови для розвитку перифітону інтенсивність окиснення органічних сполук у фітореакторі знижується. Окрім того, внаслідок інтенсивного розвитку перифітону на кореневій системі ряскових, який було зафіксовано при подачі у фітореактор води з концентраціями завислих речовин 240 мг/дм³ і вище, спостерігалось зниження інтенсивності видалення сполук Нітрогену та Фосфору. Очевидно, надлишкова біомаса перифітону та сорбовані на їх поверхні органічні сполуки

ускладнювали кореневе живлення рослин. При цьому мікробіота продукувала додаткову кількість амонійного Нітрогену в процесі мінералізації органічних сполук, що містились у оборотній воді. Тому з метою попередження інтенсивного розвитку перифітону на поверхні кореневої системи ряскових концентрація завислих речовин на вході у біореактор має становити не більше 200 мг/л.

4.2.5. Дослідження впливу зниження температури на інтенсивність процесів очищення від амонійного Нітрогену. Температурний чинник є одним з визначальних факторів, який обмежує доцільність використання у процесах очищення води СОВ. Процеси асиміляції вищими рослинами сполук Нітрогену та Фосфору у природних умовах можуть протікати без значного сезонного уповільнення лише у країнах тропічного та субтропічного поясу. Відповідно, такі схеми очищення забрудненої у рибницьких басейнах води широко реалізовані у багатьох країнах Південної Азії та частково – в Африці. В Україні відновлення якості води рибницьких господарств у природних умовах може розглядатись лише в якості сезонної альтернативи, яка дозволить у цей період знизити витрати на очищення води.

Як було зазначено у розділі 3, температура оборотної води тепловодних УЗВ перебуває в межах оптимальних значень для більшості ряскових, зокрема – ряски малої. Таким чином, даний абіотичний фактор не буде лімітувати інтенсивність видалення сполук Нітрогену в процесі асиміляції рослинами. Уповільнення процесів очищення оборотної води у фітореакторі є негативним чинником, що проявлятиметься при реалізації розробленої технології очищення в умовах холодноводних господарств. Сучасні УЗВ з вирощування осетрових за своїм термічним режимом займають проміжне становище між тепловодними та холодноводними рециркуляційними системами. Дана ситуація спонукає до детального дослідження впливу температурного фактора на інтенсивність видалення забруднень у фітореакторі, окрім того, необхідною є розробка заходів, що забезпечать компенсацію зниження асиміляційної потужності рослин.

При вирощуванні осетрових в УЗВ допускається значно більший діапазон коливань температури води, ніж при вирощуванні тропічних видів риб. У весняно-літній період температура оборотної води господарств з вирощування осетрових може досягати 20-24 °С. За економічного обґрунтування, пов'язаного переважно з економією енергоресурсів на нагрів води у зимовий період, температура води у басейнах може опускатись до значень 12-16 °С. Такі коливання температурного режиму будуть впливати на інтенсивність видалення сполук Нітрогену. Попри те, що обсяги забруднень також зменшаться пропорційно уповільненню темпів росту риб та зниженню дози годівлі, існує потенційна небезпека накопичення у оборотній воді амонійного Нітрогену, що може призвести до отруєння риб.

Для врахування зниження темпів асиміляції Нітрогену рясковими можна використати залежність, що описує лімітування темпів росту водних рослин при зміні температури води (рівняння 4.29). Прогнозування зниження навантаження за амонійним Нітрогеном на фітореактор внаслідок зниження температури води у басейнах можна здійснювати на основі рекомендацій щодо змінних норм годівлі осетрових при різних температурах. Враховуючи уповільнення темпів асиміляції рослинами Нітрогену, доцільним є пропорційне зниження інтенсивності освітлення фітореактора.

Одним з компенсаційних заходів при зниженні температури оборотної води є вирощування у полікультурі з ряскою малою інших представників, що краще адаптовані до низьких температур води. У період, коли температура оборотної води тримається у наближених до оптимальних для ряски малої меж, даний вид виступає в ролі основного очисного агента за сполуками Нітрогену та Фосфору. Оскільки зниження температурного режиму у господарстві відбувається не спонтанно, а з переходом у осінньо-зимовий період, до цього часу у фітореакторі можна забезпечити попереднє нарощування біомаси субкультури, краще пристосованої до низьких температур води, та видалення частини біомаси ряскових.

Окремої уваги заслуговує технологічне рішення, пов'язане з подачею у фітореактор підігрітої підживлювальної води, що забезпечить інтенсифікацію процесів очищення від сполук Нітрогену у фітореакторі та підтримку заданого температурного режиму у рибницьких басейнах. Економічна доцільність такого рішення обґрунтована потребою у підігріві підживлювальної води для підтримки температурного режиму в рибницьких басейнах в межах заданого діапазону. Враховуючи, що шар плаваючих рослин у фітореакторі буде становити 4-6 см, тепловтрати через поверхню споруди будуть незначними. За рахунок нагріву підживлювальної води до 50-60 °С при змішуванні її з оборотною водою перед подачею у фітореактор температура води у споруді зросте з 14-15 °С до 19-20 °С. Виходячи з різниці темпів росту та інтенсивності асиміляції основних поживних речовин при вказаних температурах, очисна потужність фітореактора зросте у 1,5-2 рази. Таким чином, незначне збільшення витрат на терморегуляцію при подачі нагрітої підживлювальної не безпосередньо у басейни, а в фітореактор, забезпечить підтримку ефекту очищення за амонійним Нітрогеном, характерного для літнього періоду, при незмінних параметрах роботи споруди. Використання відновлювальних джерел енергії у індустріальному рибництві відкриває широкі перспективи інтенсифікації процесів біологічного очищення оборотної води господарств із змінним термічним режимом. Нагрів підживлювальної води у комбінованій схемі (рис. 4.10), що включає твердопаливний котел та геліосистему, буде відбуватись під час природної інсоляції та забезпечувати інтенсифікацію процесів видалення сполук Нітрогену у період максимальних навантажень [312].

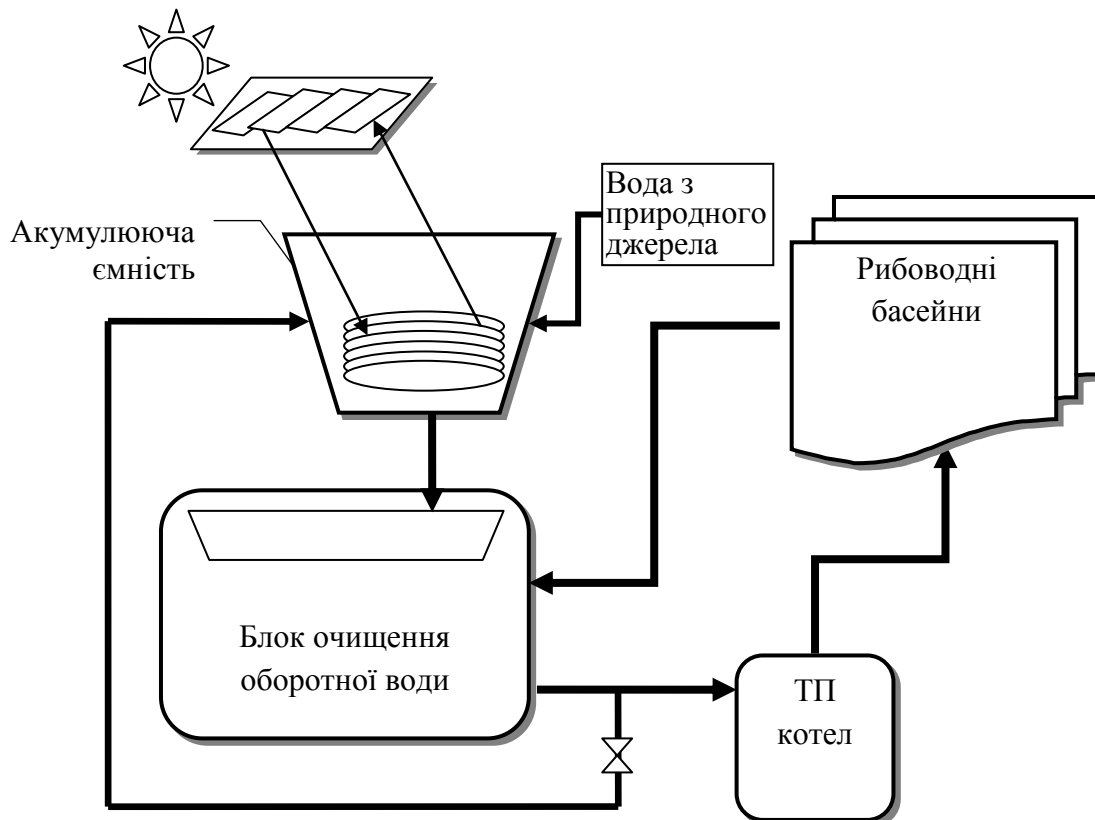


Рис. 4.10. Схема комбінованої системи нагріву води з використанням твердопаливного котла та геліосистеми

На відміну від традиційних схем водозабезпечення УЗВ, підживлювальна вода буде змішуватись з оборотною безпосередньо перед подачею у фітореактор. Оскільки витрата підживлювальної води у більшості УЗВ складає 5-10% від загальної витрати оборотної води, у акумуляюючу ємність, де відбувається нагрів підживлювальної води, необхідно подавати частину очищеної води. Її необхідна кількість буде визначатись потужністю геліосистеми та необхідним ступенем розбавлення.

4.2.6. Дослідження очищення води УЗВ у фітореакторі з полікультурою плаваючих водних рослин. Враховуючи, що збільшення очисної потужності фітореактора із плаваючими водними рослинами дозволяє пропорційно знижувати необхідну площу під дану споруду, доцільним є забезпечення ряду альтернативних заходів, спрямованих на збільшення питомої біомаси очисних агентів. Серед таких заходів найбільш ефективними є використання полікультури рослин (плаваючі на поверхні води та занурені

види, більші за розмірами із надводним листям з дрібними видами, що займають простір між ними,) або полікультури плаваючих рослин із нитчастими або червоними водоростями, закріпленими біля днища; організація у фітореакторі течії, яка б забезпечувала належне перемішування; використання прозорих матеріалів для виготовлення бічних стінок фітореактора для можливості додатково освітлювати рослини з боків споруди.

Фітореактор з плаваючими водними рослинами являє собою споруду, в якій конструктивно передбачено можливість регулювати величину питомої маси рослин та забезпечувати умови для культивування декількох видів рослин одночасно. Оскільки доцільність культивування у фітореакторі саме ряски малої та вольфії обумовлена поєднанням їх здатності ефективно асимілювати основні біогенні елементи при характерних параметрах оборотної води УЗВ та високої кормової цінності для риб, очевидно, що розширення видового різноманіття фітобіоценозу в межах даної споруди має бути аргументовано додатковими перевагами.

Основними характеристиками, що обґрунтовуватимуть доцільність включення у полікультуру інших видів рослин, в тому числі й нижчих, можуть бути:

- зростання очисної потужності реактора при незмінних параметрах освітлення та гідравлічного навантаження;
- забезпечення очищення води від інших забруднень, окрім сполук Нітрогену та Фосфору;
- попередження зниження очисної потужності внаслідок потенційного лімітування росту ряски малої окремими елементами;
- компенсація зміни температурного режиму в сторону зниження.

З метою збільшення ефективності очищення води від сполук Нітрогену та Фосфору запропоновано здійснити включення в межах одного фітореактора до основної культури ряски малої додаткового очисного агента – ряски триборозенчастої. Ареал її поширення вказує на те, що даний вид краще за інших представників ряскових розвивається у відносно прохолодній воді.

Невибагливість ряски триборозенчастої до інтенсивності освітлення та існування в природі у повністю зануреному стані дозволяють суттєво збільшити питому біомасу рослин у фітореакторі та забезпечити пропорційне зростання його очисної потужності за біогенними елементами. Ряска триборозенчаста також має високу кормову цінність, що дозволяє ефективно використовувати її приріст для зниження витрат комбікормів. Поширення даного виду у водоймах, з високими концентраціями сполук Кальцію та низьким вмістом Магнію обґрунтовує доцільність включення у полікультуру з метою ефективного видалення саме цього елемента. Перспективи використання ряски триборозенчастої у солонуватоводних УЗВ пов'язані з можливістю задовільного розвитку рослин у водоймах із солоністю в межах 4% [279]. У природі представники даного виду ряски утворюють агломерації з товщиною шару у 15-20 см [253, 254, 279], при вирощуванні у полікультурі з ряскою малою раціональні межі товщини шару становлять 10-15 см. Питома біомаса рослин у таких умовах досягає 3-4,5 кг/м². Оскільки темпи росту та асиміляційна потужність наближаються до показників ряски малої, можна очікувати зростання очисної потужності за сполуками Нітрогену на 50-75%.

Другим кроком для підвищення ефективності використання наявних площ є об'єднання в межах однієї споруди процесів очищення від сполук Нітрогену та видалення органічних сполук (рис. 4.11). Верхня частина такого комбінованого біореактора пристосована для культивування ряски малої у полікультурі з ряскою триборозенчастою, а нижня виконує функцію біореактора з волокнистим носієм [313]. Подача насиченої киснем підживлювальної води у перфорований трубопровід (8) забезпечує додаткове надходження кисню у волокнистий носій біореактора. Результати досліджень ефективності використання аератора роторного типу у системах біологічного очищення води представлені у роботах [314-317].

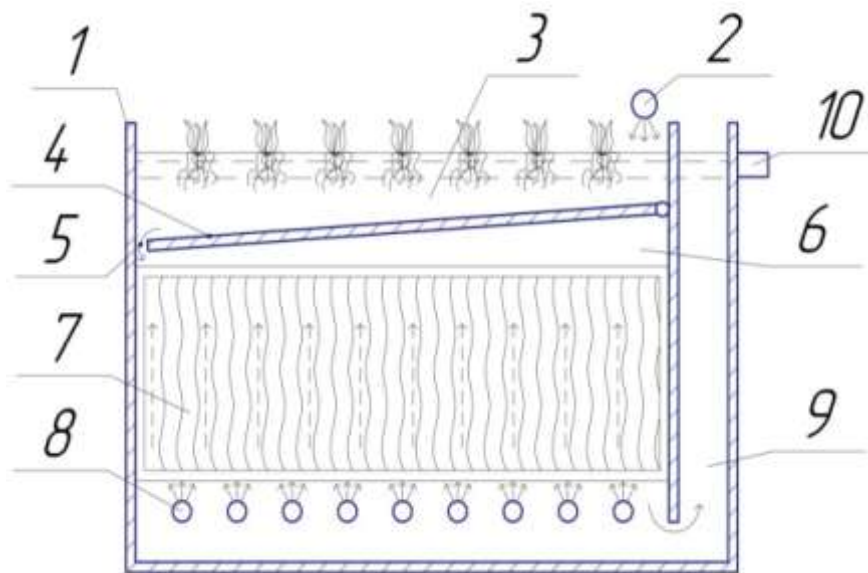


Рис. 4.11. Конструкція комбінованого біореактора: 1 – корпус; 2 – система подачі води; 3 – фітореактор; 4 – перегородка, 5 – отвори, 6 – аеробний біореактор, 7 – касети з волокнистим носієм, 8 – подача підживлювальної води, насиченої киснем, 9 – камера збору води, 10 – відвідний трубопровід

У зоні аеробного біореактора (6) даної конструкції створюються умови для залучення до процесів очищення представників вищих ракоподібних. У разі включення в біоценоз біореактора черевоногих молюсків камера збору води має бути оснащена ерліфтною системою для видалення з дна споруди твердих відходів.

Суттєвими обмеженнями, що були виявлені в процесі попередніх досліджень можливості культивування окремих представників ряскових у інтегрованій аквакультурі, є її чутливість до вмісту у воді завислих речовин. Тому ефективне культивування даного виду можливе в фітореакторі, куди подається попередньо освітлена вода. Також раціональним рішенням зниження негативного впливу дрібнодисперсних домішок на ряску триборозенчасту є розосереджена подача води зверху у фітореакторі коридорного типу, яка забезпечить першочерговий контакт з забрудненою водою ряски малої та вольфії. Дослідження ефективності включення ряски триборозенчастої у біоценоз фітореактора підтвердили теоретичні припущення та дозволили

аргументувати доцільність її включення у біоценоз фітореактора II ступеня для очищення води УЗВ з вирощування осетрових.

В ході досліджень виявлено, що під щільним шаром ряски малої товщиною у 5-6 см спостерігається недостатня освітленість ряски триборозенчастої, тому для забезпечення належних темпів її росту необхідно збільшити інтенсивність освітлення фітореактора, організувати додаткове освітлення бічних стінок споруди, якщо їх виконано з прозорого матеріалу.

Доцільність культивування ейхорнії у інтегрованій аквакультурі суттєво обмежується високими вимогами до інтенсивності освітлення та необхідністю утилізації приросту утвореної біомаси [318]. Тому її вирощування у полікультурі з ряскою може бути економічно обґрунтованим лише за умови гострого дефіциту площі під фітореактор у приміщенні УЗВ, можливості забезпечити основне освітлення за рахунок природної інсоляції, обмеженої можливості використання приросту біомаси рослин в якості підкормки для риб (при вирощуванні осетрових). Водночас, організація реалізації ейхорнії як об'єкта декоративної аквакультури, що користується сезонним попитом у весняно-літній період, та можливість ефективного використання у вегетативний період у відкритих спорудах, призначених для очищення води УЗВ та СОВ.

4.2.7. Математичне моделювання процесів видалення сполук Нітрогену у фітореакторі з рясковими. Підхід до рибницького господарства з оборотним водопостачанням як до замкнутої екологічної системи дозволяє використовувати математичні описи процесів трансформації біогенних елементів у природних водоймах та динаміки біомаси основних груп гідробіонтів, що долучаються до процесів самоочищення [318]. Балансове рівняння при очищенні від амонійного Нітрогену у фітореакторі буде мати наступний вигляд:

$$dC_{NH_4}/dt = (Load_{NH_4} - Rate_{nitr} - Uptake_{NH_4} - Outage_{NH_4})/V_{tank}, \quad (4.3)$$

де C_{NH_4} – концентрація амонійного Нітрогену у оборотній воді, мг/дм³;

$Load_{NH_4}$ – виділений рибами амонійний Нітроген (навантаження за амонійним Нітрогеном на блок очищення води), мг;

$Rate_{nitr}$ – кількість амонійного Нітрогену, видаленого внаслідок пасивної нітрифікації у аеробних біореакторах та у біореакторах з волокнистим носієм «Вія», мг;

$Uptake_{NH_4}$ – кількість амонійного Нітрогену, видаленого з води у процесі асиміляції рослинами, мг;

$Outage_{NH_4}$ – кількість амонійного Нітрогену, видаленого із скидною водою, мг;

V_{tank} – загальний об'єм води в системі УЗВ, dm^3 .

Навантаження за амонійним Нітрогеном складається з рідких продуктів метаболізму риб та амонійного Нітрогену, що виділяється в процесі мінералізації органічних сполук мікробіотою:

$$Load_{NH_4} = Load_{fish} + Load_{sol} + Load_{gas}, \quad (4.4)$$

де $Load_{fish}$ – виділений рибами Нітроген у формі аміаку/амоній-йону, мг;

$Load_{sol}$ – кількість амонійного Нітрогену, що утворився внаслідок розкладу розчинених органічних сполук гетеротрофною мікробіотою (амоніфікації) у біореакторах, мг;

$Load_{gas}$ – кількість амонійного Нітрогену, що утворився внаслідок метаболізму червононогих молюсків, мг.

Продукція метаболізму риб може бути розрахована з виразу:

$$Load_{fish} = 0,065 \cdot F \cdot k_p / 100, \quad (4.5)$$

де F – кількість корму що вноситься у рибницькі басейни, кг;

k_p – вміст білків у кормі, %;

0,065 – емпіричний коефіцієнт для перерахунку продукції метаболізму риб з внесеного корму.

Середній показник вмісту білків у кормах, призначених для годівлі риб в УЗВ – 45%. Відповідно:

$$Load_{fish} = 0,065 \cdot F \cdot 45 / 100 = 0,03F. \quad (4.6)$$

Додаткове навантаження за амонійним Нітрогеном, що відбувається в процесі амоніфікації може бути розраховане виходячи з аналітичних даних [1], де зазначено, що при згодовуванні риbam 100 кг корму у розчиненому вигляді в воду надходить близько 3,9 кг сполук Нітрогену. Якщо у вигляді аміаку риби виділяють близько 3 кг пропорційно до вказаної кількості корму, очевидним є те, що близько 1 кг розчиненого Нітрогену надходить у воду у формі інших сполук (амінокислоти та інші розчинені продукти метаболізму). Відповідно, саме ця кількість сорбується на біоплівці та трансформується гетеротрофною мікробіотою. З урахуванням засвоєння мікробіотою біореактора частини сполук Нітрогену на приріст власної біомаси, навантаження від амоніфікації буде становити:

$$Load_{sol} = 0,007 \cdot F. \quad (4.7)$$

Виділений молюсками амонійний Нітроген можна розглядати як продукт катаболізму, що утворився внаслідок перетравлювання затриманих у біореакторі нерозчинених забруднень оборотної води, а також приросту біоплівки споруди:

$$Load_{gas} = Load_{gasdetr} + Load_{gasTSS}, \quad (4.8)$$

де $Load_{gasDetr}$ – кількість амонійного Нітрогену, що виділяється внаслідок споживання приросту біоплівки, мг;

$Load_{gasTSS}$ – кількість амонійного Нітрогену, що виділяється внаслідок споживання нерозчинених домішок, мг.

Враховуючи здатність молюсків засвоювати 45-55% Нітрогену з спожитого детриту [30] та припустивши, що біоплівка забезпечує приріст лише завдяки розчиненим сполукам, що сорбуються на ній, отримаємо:

$$Load_{gasdetr} = 0,55 \cdot (0,01 - 0,007) \cdot F = 0,00165 F. \quad (4.9)$$

Кількість амонійного Нітрогену, що надійде у воду в процесі перетравлювання молюсками нерозчинених сполук розрахуємо на основі

аналітичних даних: відповідно до [1], на кожні 100 кг згодованого корму надходить близько 600 г Нітрогену у нерозчиненій формі. Основна частина незасвоєного Нітрогену виділиться у вигляді твердих відходів, що міститимуть близько 30% від його початкової кількості. Відповідно, у вигляді рідких метаболітів молюсків у воду надійде близько 25% від початкової кількості:

$$Load_{gasTSS} = 0,006 \cdot F \cdot 0,25 = 0,0015F. \quad (4.10)$$

Отже, навантаження за амонійним Нітрогеном, виділеним у процесі життєдіяльності молюсків, становитиме:

$$Load_{gas} = 0,00165F + 0,0015F = 0,0031F. \quad (4.11)$$

Таким чином, рівняння (4.4), що визначатиме потенційне навантаження за амонійним Нітрогеном, перетворюється у залежність:

$$Load_{NH_4} = 0,03 \cdot F + 0,007 \cdot F + 0,0031 \cdot F = 0,04 \cdot F. \quad (4.12)$$

Пасивна нітрифікація, яка може протікати у аеробних біореакторах, згідно досліджень, може забезпечувати зниження концентрації амонійного Нітрогену на 7-10%:

$$Rate_{nitr} = k_{nitr} \cdot Load_{NH_4}, \quad (4.13)$$

де k_{nitr} – коефіцієнт пасивної нітрифікації, прийнято рівним 0,07.

Кількість амонійного Нітрогену, видаленого з системи разом із скидною водою, визначатиметься коефіцієнтом повторного використання води та концентрацією у ній амоній-йону:

$$Outage_{NH_4} = Load_{NH_4} (1 - K_{circ}), \quad (4.14)$$

де K_{circ} – коефіцієнт повторного використання води у господарстві.

У процесі очищення оборотної води розчинені сполуки Нітрогену асимілюють рослини. Тому динаміка видалення амонійного Нітрогену з

оборотної води буде визначатись загальною біомасою рослин, що приймають участь в очищенні води, та темпами їх росту:

$$Uptake_{NH4} = \mu_l \cdot P_l \cdot \gamma_N / 0,78, \quad (4.15)$$

де μ_l – питома швидкість росту ряскових, доб^{-1} ;

P_l – біомаса рослин у фітореакторі, кг;

γ_N – вміст Нітрогену у сирій масі ряскових, г/кг.

Оскільки основною задачею фітореактора у технології багатостадійного очищення є забезпечення видалення сполук Нітрогену, які надходять у воду в процесі вирощування риб, концентрація NH_4^+ в оборотній воді має залишатись постійною:

$$dC_{NH4}/dt = 0. \quad (4.16)$$

Забезпечення даної умови у балансовому рівнянні (4.3) матиме вигляд:

$$Load_{NH4} = Uptake_{NH4} + Rate_{nitr} + Outage_{NH4}. \quad (4.17)$$

У разі, якщо в господарстві повторно використовується 90% води:

$$\begin{aligned} Load_{NH4} &= Uptake_{NH4} + 0,07Load_{NH4} + 0,1Load_{NH4} = \\ &= \mu_l \cdot P_l \cdot \gamma_N / 0,78 + 0,17 Load_{NH4}. \end{aligned} \quad (4.18)$$

Таким чином, вираз прийме вигляд:

$$Load_{NH4} = \mu_l \cdot P_l \cdot \gamma_N / 0,65. \quad (4.19)$$

З виразу 4.12:

$$0,04F = \mu_l \cdot P_l \cdot \gamma_N / 0,65. \quad (4.20)$$

Відповідно, зв'язок між обсягами згодованого риbam комбікорму та очисною потужністю біореактора має вигляд:

$$F = \mu_l \cdot P_l \cdot \gamma_N / 0,026. \quad (4.21)$$

Вміст Нітрогену у хімічному складі ряскових коливається в обмеженому діапазоні та залежить від умов культивування. Тому в умовах фітореактора для очищення УЗВ γ_N залишається незмінною, та приймається рівною 4,8 г/кг (за усередненими даними [206, 276]). Також обмеженою є можливість нарощувати біомасу на одиниці площі фітореактора, що пов'язано з фізичними чинниками та біологією рослин. Відповідно, необхідна кількість ряскових для нейтралізації потенційного навантаження за амонійним Нітрогеном за умови достатнього часу контакту з водою буде залежати від темпів приросту біомаси рослин в умовах біореактора:

$$P_l = 0,026F/(\mu_l \cdot \gamma_N) = 5,42F/\mu_l. \quad (4.22)$$

Як видно з даного рівняння, питомий приріст ряскових фактично визначатиме очисну потужність фітореактора за Нітрогеном, адже нарощування біомаси на одиниці площі обмежене фізичними чинниками та морфологією рослин. Створення умов, за яких культивовані рослини проявлять максимальні темпи росту, забезпечить максимальну очисну потужність фітореактора. Отже, необхідно проаналізувати основні фактори, що впливають на ріст рослин у споруді. Темпи росту рослин в умовах фітореактора визначатимуться комплексом функцій:

$$\mu_l = \mu_{max} \cdot f(B) \cdot f(I) \cdot f(T) \cdot f(h), \quad (4.23)$$

де μ_{max} – максимальна питома швидкість росту, при культивуванні ряски малої в умовах УЗВ прийнято: $\mu_{max} = 0,347 \text{ доб}^{-1}$;

$f(B)$ – функція, що визначає лімітування росту рослин вмістом поживних речовин та біогенних елементів;

$f(I)$ – функція, що враховує вплив інтенсивності освітлення;

$f(T)$ – функція, що враховує температурний фактор;

$f(h)$ – функція, що враховує тривалість періоду освітлення.

Вплив даних чинників має мультиплікаційну дію, тому при культивуванні рослин в фітореакторі для очищення оборотної води неможливо компенсувати негативний вплив одного з факторів покращенням якогось іншого. Тому забезпечення належної інтенсивності видалення амонійного Нітрогену можливе лише при наближенні до оптимальних основних параметрів культивування.

У роботах [319-321] динаміку приросту біомаси рослин запропоновано прогнозувати на основі рівняння Моно, причому друге рівняння враховує інгібуючу дію надлишкових концентрацій субстрату:

$$\mu = \mu_{\max} \times \left(\frac{S}{S + K_s} \right) \quad (4.24)$$

$$\mu = \mu_{\max} \times \left(\frac{1}{1 + \frac{K_s}{S} + \frac{S}{K_I}} \right), \quad (4.25)$$

де S – концентрація субстрату у водному середовищі;

K_s – константа напівнасичення;

K_I – константа уповільнення;

Для опису лімітування росту водоростей та вищих водних рослин у природній водоймі поживними речовинами використовують залежність:

$$f(B) = \begin{cases} \mu_{\max} \cdot \frac{(B - B_{\min})^2}{K_B^2 + (B - B_{\min})^2} \cdot F, & \text{если } B > B_{\min}, \\ 0, & \text{если } B \leq B_{\min}, \end{cases} \quad (4.26)$$

де B – концентрація елемента, що здійснює лімітування росту рослин, мг/дм³;

B_{\min} – мінімальна концентрація даного елемента, при якій він не поглинається рослинами, мг/дм³;

K_B^2 – константа напівнасичення, мг/дм³;

F – концентрація водоростей у воді, мг/дм³.

Оскільки основними біогенними елементами, що визначають динаміку приросту водних макрофітів, є Нітроген та Фосфор, а функція лімітування буде здійснюватись лише одним із них, такий вираз набуває наступного вигляду:

$$f(B) = \left\{ \frac{B_N^2}{K_N^2 + B_N^2} \mid \frac{B_P^2}{K_P^2 + B_P^2} \right\}, \quad (4.27)$$

де B_N , B_P – концентрації у воді доступного Нітрогену та Фосфору, мг/дм³;
 K_N^2 , K_P^2 – константи напівнасичення, відповідно по Нітрогену та Фосфору.

При очищенні оборотної води УЗВ основну увагу приділяють найбільш токсичним для риб забрудненням – Нітрогену у форму амоній-йону або аміаку, тому в умовах фітореактора бажаним є, щоб лімітування росту рослин здійснювалось саме Нітрогеном. Фактично це означатиме, що ефект очищення за амонійним Нітрогеном буде наближатись до 100%. При цьому залишкові концентрації інших біогенних елементів не спричинятимуть небезпеки для риб та можуть залишатись у оборотній воді на рівні фонових. Потребу ряскових у основних макроелементах досліджено у пункті 3.3.3. Константи напівнасичення за Нітрогеном за даними різних авторів можуть коливатись в межах 0,15-0,3, тому за умови надходження у фітореактор забрудненої оборотної води з середніми концентраціями амонійного Нітрогену в межах 2-8 мг/л: $f(B) = 0,87-0,98$, для розрахунків приймемо рівним 0,95.

При описі залежності приросту біомаси ряскових від інтенсивності освітлення розсіюванням світла у товщі води можна знехтувати, адже шар ряски знаходиться на її поверхні. Функція лімітування світлом може бути представлена у вигляді:

$$f(I) = A_I \cdot \frac{I_z}{I_{opt}} \cdot \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right); \quad (4.28)$$

де A_I – коефіцієнт, що враховує особливості спектру джерела освітлення та відповідність довжини хвилі оптимальному діапазону для даного виду;

I_z – значення інтенсивності освітлення поверхні, Лк;

I_{opt} – оптимальна для даного виду інтенсивність освітлення, Лк.

Вплив температурного фактору на темпи росту фітопланктону та водних рослин визначають системою рівнянь:

$$f_1(T) = \begin{cases} \exp\left(-2,3 \cdot \left(\frac{T - T_{opt}}{T_{max} - T_{opt}}\right)^2\right), & \text{при } T > T_{opt}, \\ \exp\left(-2,3 \cdot \left(\frac{T_{opt} - T}{T_{opt} - T_{min}}\right)^2\right), & \text{при } T \leq T_{opt}, \end{cases} \quad (4.29)$$

де T_{opt} , T_{min} , T – відповідно температурний оптимум для даного виду; мінімальна температура, за якої вид здатний розвиватись; температура середовища, °C;

Оскільки температурний діапазон більшості тепловодних УЗВ не перевищує меж оптимуму для ряскових, функція температурного лімітування матиме вигляд:

$$f(T) = \exp\left(-2,3 \left(\frac{T_{opt} - T}{T_{opt} - T_{min}}\right)^2\right). \quad (4.30)$$

На основні аналізу літературних джерел, присвячених дослідженню культивування ряскових у штучних умовах [206, 267, 277], можна зробити припущення, що дефіцит тривалості освітлення призведе до пропорційного різниці оптимального діапазону та наявної тривалості уповільнення темпів росту. При цьому тривалість освітлення понад оптимальний період лише незначною мірою уповільнить темпи росту рослин порівняно із максимально можливими:

$$f(h) = \begin{cases} h_z / h_{opt}, & h < h_{opt} \\ 2h_{opt} / (h_{opt} + h_z), & h \geq h_{opt} \end{cases}, \quad (4.31)$$

де h_{opt} – оптимальний для даного виду період освітлення, год/доб;

h_z – тривалість періоду освітлення, год/доб.

Забезпечувати тривалість освітлення, що перевищує межі оптимальних значень є нераціональним кроком, тому для опису лімітування росту тривалістю освітлення використовується лише складова, що передбачає зниження тривалості відносно оптимального періоду.

Відповідно, залежність приросту біомаси ряскових від абіотичних факторів набуде вигляду:

$$\mu_1 = 0,693 \cdot 0,95 \cdot \exp\left(-2,3 \left(\frac{T_{opt}-T}{T_{opt}-T_{min}}\right)^2\right) \cdot A_I \cdot \frac{I_z}{I_{opt}} \cdot \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right) \frac{h_z}{h_{opt}}. \quad (4.32)$$

Підбір спектру джерел штучного освітлення та забезпечення необхідного рівня інтенсивності в умовах фітореактора дозволяють уникнути лімітування за даним фактором: $f(I) \approx 1$. За умови підтримки температури води від 20 °C до 28 °C можна припустити також, що $f(T) \approx 1$. Таким чином, в наближених до оптимальних умовах, вираз (4.32) прийме вигляд:

$$\mu_1 = 0,33 \frac{h_z}{h_{opt}}. \quad (4.33)$$

Відповідно, взаємозв'язок між необхідною біомасою ряскових та кількістю згодованих кормів визначатиметься залежністю:

$$P_l = 16,42 \cdot F\left(\frac{h_{opt}}{h_z}\right). \quad (4.34)$$

Як випливає з виразу (4.34), необхідна для асиміляції сполук Нітрогену та Фосфору біомаса ряскових визначатиметься кількістю внесеного у систему корму та тривалістю періоду природного або штучного освітлення. Очевидно, що тривалість природної інсоляції не перевищуватиме оптимального діапазону для ряскових, водночас, збільшувати період освітлення понад межі оптимального за рахунок штучної інсоляції недоцільно з економічної точки

зору. При розрахунку необхідної біомаси ряскових при годівлі риб кормами, що відрізняються за своїми якісними характеристиками від кормів провідних європейських виробників, у даний вираз необхідно ввести поправочний коефіцієнт. Цей коефіцієнт має враховувати додаткову кількість амонійного Нітрогену, який додатково виділиться у процесі окиснення мікробіотою пилоподібних часток, неперетравлених залишків кормів.

4.3. Очищення води УЗВ від органічних речовин різної дисперсності з використанням молюсків та олігохет

4.3.1. Постановка задачі та її реалізація. Процеси очищення води, що відбуватимуться у аеробних біореакторах з волокнистим носієм, забезпечуються завдяки метаболічній активності угруповання прикріпленої до субстрату біоти, видовий склад якого формується залежно від багатьох чинників (склад та концентрації забруднень, кисневий та гідравлічний режими, температура води). Однією з головних функцій біореакторів з межах розробленої технології є очищення від розчинених органічних сполук. Переваги прикріпленої мікробіоти, у порівнянні з вільноплаваючим активним мулом, дозволяють нарощувати у біореакторі значно вищу питому біомасу, що позитивно відображається на очисній потужності, та забезпечувати роботу споруди у прямоточному режимі. Таким чином, на відміну від біофільтрів-нітрифікаторів, у біореакторі створюються умови для ефективної сорбції та подальшого окиснення розчинених забруднень. Водночас, інтенсивний та неконтрольований розвиток біоплівки створює проблеми, пов'язані зі зменшенням її активної поверхні, дефіциту кисню у нижніх шарах та протіканням анаеробних процесів.

За запропонованою технологією багатоступеневого очищення, включення у біоценоз біореактора I ступеня черевоногих молюсків має на меті забезпечити зниження приросту біоплівки з одночасною мінералізацією утворених в межах біореактора твердих відходів [322]. Враховуючи структуру волокнистого носія

«Вія» та механізм процесів сорбції на ній, молюски здатні долучатись і до прямої трансформації затриманих на поверхні носія забруднень. Оскільки утримання даних очисних агентів у межах біореактора не потребує спеціальних заходів, гідравлічний режим у споруді визначається лише ефективністю протікання процесів сорбції та стійкістю прикріпленої мікробіоти. Задачею досліджень у межах біореактора з молюсками було визначення їх внеску в підвищення очисної потужності за БСК₅.

Відповідно до результатів теоретичних досліджень, включення у процеси мінералізації нерозчинених забруднень представників водних олігохет дозволить підвищити рівень мінералізації утворених відходів, знизити приріст мікробіоти та забезпечити мінералізацію дрібнодисперсних домішок, винесених з біореактора I ступеня. Для ефективного включення у біоценоз реакторів з волокнистим носієм дрібних представників – зокрема, аулофоруса в межах досліджень було заплановано визначити допустимі межі гідравлічного навантаження. Висока кормова цінність даного об'єкта обумовлює доцільність пошуку оптимальних умов для його культивування в спорудах з очищення оборотної води.

4.3.2. Дослідження ефективності включення червононогих молюсків у біоценоз аеробного біореактора I ступеня при очищенні води та трансформації утворених відходів. Біореактор з волокнистим носієм типу «Вія» має забезпечити очищення оборотної води від основної частини розчинених органічних сполук та дрібнодисперсних домішок. Для рівномірного розподілу води між носієм рамки з волокнами розташовано перпендикулярно напрямку її руху. Для забезпечення розчинення додаткової кількості кисню частину волокон розташовано над рівнем води під подаючим трубопроводом. Завдяки розвинутій поверхні «Вії» на ній може розвиватись значна біомаса гетеротрофної аеробної мікробіоти. Відповідно, у даному біореакторі перші етапи очищення води будуть забезпечуватись за рахунок сорбції розчинених речовин та завислих домішок. У подальшому за рахунок біоплівки основна частина сорбованих забруднень буде окиснена та трансформована у біоплівку, а

також рідкі метаболіти мікробіоти. Головними функціями молюсків у біореакторі будуть мінералізація сорбованих на поверхні «Вії» органічних сполук та зниження приросту біоплівки за рахунок її виїдання. Тому кількість молюсків у біореакторі має бути пропорційною потенційній кількості нерозчинених сполук, що надходять у біореактор, а також формуються у процесі життєдіяльності біоплівки. Основну частину твердих відходів становитимуть фекалії молюсків, які можуть бути сконцентровані у збірному прямку поблизу виливного карману. Їх необхідно періодично виводити з біореактора шляхом відкривання зливного вентиля. Одним з варіантів автоматизації процесу виведення твердих відходів зі споруди є використання ерліфтною системи, що вмикається у визначені періоди часу та відкачує осілі домішки у біореактор з олігохетами або на стабілізацію у природних умовах.

Дослідження ефективності трансформації нерозчинених забруднень у біореакторі з молюсками здійснювали в межах господарства з вирощування стерляді (*Acipenser ruthenus* L.). Для визначення навантаження на споруду за нерозчиненими забрудненнями було виділено групу басейнів загальним об'ємом 8 м³, куди помістили молодь вказаного виду середньою вагою 40 г у кількості 400 екземлярів. Відповідно, загальна початкова маса риб становила близько 16 кг, за добу на даному етапі згодовували 320 г корму (у 3 прийоми кожні 8 годин). Оскільки у басейнах було організовано водообмін кратністю 1 год⁻¹, витрата оборотної води становила 8 м³/год. Для визначення кількості нерозчинених відходів, що утворюються внаслідок внесення вказаної маси корму (табл.4.4), було використано сітчастий префільтр з латунної сітки розмірами вічка 0,8 мм та барабанний фільтр із фільтрувальною тканиною розмірами 40 мкм. Затримані на барабанному фільтрі домішки відводили у спеціальну ємність та щодоби визначали наступні показники: загальний об'єм мулу (дм³); вологість (%); зольність (%). Дослідження проводили у три етапи, що відповідали середній вазі риб у 40 г, 50 г та 60 г (по мірі росту молоді кількість корму пропорційно збільшували), кожний з яких тривав 5 діб, при цьому годівлю здійснювали тим самим кормом.

Таблиця 4.4.

Дослідження навантаження за нерозчиненими забрудненнями
у процесі годівлі осетрових [236]

Етапи	Кількість внесеного корму, г/доб	Затримано у префільтрі, дм ³	Затримано у барабанному фільтрі, дм ³	Вологість, %	Зольність, %	Кількість абс. сух.реч., г
1	320	3,45	1,62	97-98	8-12	0,1-0,15
2	400	4,91	2,1	95-98	10-12	0,14-0,35
3	480	6,63	2,64	96-98	10-12	0,19-0,37

Отже, з 1 кг згодованого корму у біореактор після очищення води на префільтрі надходитиме 4,8-5,5 дм³ нерозчинених домішок вологістю близько 97%. Виходячи з теоретичних даних про темпи метаболізму молюсків та результатів власних досліджень десапробізаційного потенціалу фізи пухирчастої та катушок, для ефективної трансформації 1 дм³ детриту залежно від температури води у фітореакторі необхідно залучити 2,5 кг сирової маси молюсків. Враховуючи додатковий приріст біоплівки внаслідок трансформації розчинених органічних сполук, біомасу молюсків слід збільшити пропорційно навантаженню за розчиненими органічними сполуками. Але оскільки реальний приріст біоплівки у біореакторі визначити доволі важко, раціональні межі біомаси молюсків у біореакторі слід визначати експериментальним шляхом.

Необхідний об'єм біореактора було визначено з урахуванням можливості змінювати гідравлічне навантаження з 2 до 5 м³/(м³·год), – таким чином об'єм споруди має становити 4 м³. Загальна маса волокнистого носія, встановленого в біореактор складає 0,9 кг, рамки з носієм встановлювали перпендикулярно руху води на віддалі 10 см одна від одної.

Внаслідок заковтування молюсками детриту з поверхні «Вії» біоплівка швидко оновлюється, а укрупнені мінералізовані домішки швидко осідають на дно. Збільшення загальної площі поверхні носія за рахунок встановлення

додаткових модулів з волокнами дозволило утримувати у споруді більшу масу мікробіоти, яка ефективно бере участь у процесі окиснення розчинених органічних сполук.

Для порівняння було проведено аналіз ефективності очищення води у такому біореакторі без включення у структуру його біоценозу молюсків. Суттєвою відмінністю при роботі споруди стало неконтрольоване обростання поверхні «Вій», що на початкових етапах сприяло підвищенню ступеня очищення за БСК₅ та ХСК, але при подальшому розвитку мікробіоти ефекти очищення за основними показниками суттєво знижувались. Основними причинами таких процесів можна назвати зниження активної сорбційної поверхні внаслідок повного обростання нитки «Вії», дефіцит кисню та поживних речовин у нижніх шарах біоплівки, що в цілому призводить до зниження очисної здатності споруди. Відповідно, при відсутності молюсків у біореакторі подача у нього води, що містить значну кількість нерозчинених забруднень, привела до інтенсивного заростання носія та зниження ефекту очищення за розчиненими органічними забрудненнями, винесення із споруди відмерлої біоплівки та анаеробні процеси, що почали протікати у її нижніх шарах, спричинили додатковий негативний вплив на показники оборотної води. Відповідно, у результаті досліджень встановлено залежність окисної потужності споруди від початкових значень БСК₅ забрудненої води в умовах без включення до структури біоценозу споруди молюсків та біомасою молюсків, визначеною відповідно до навантаження за нерозчиненими забрудненнями (рис. 4.11).

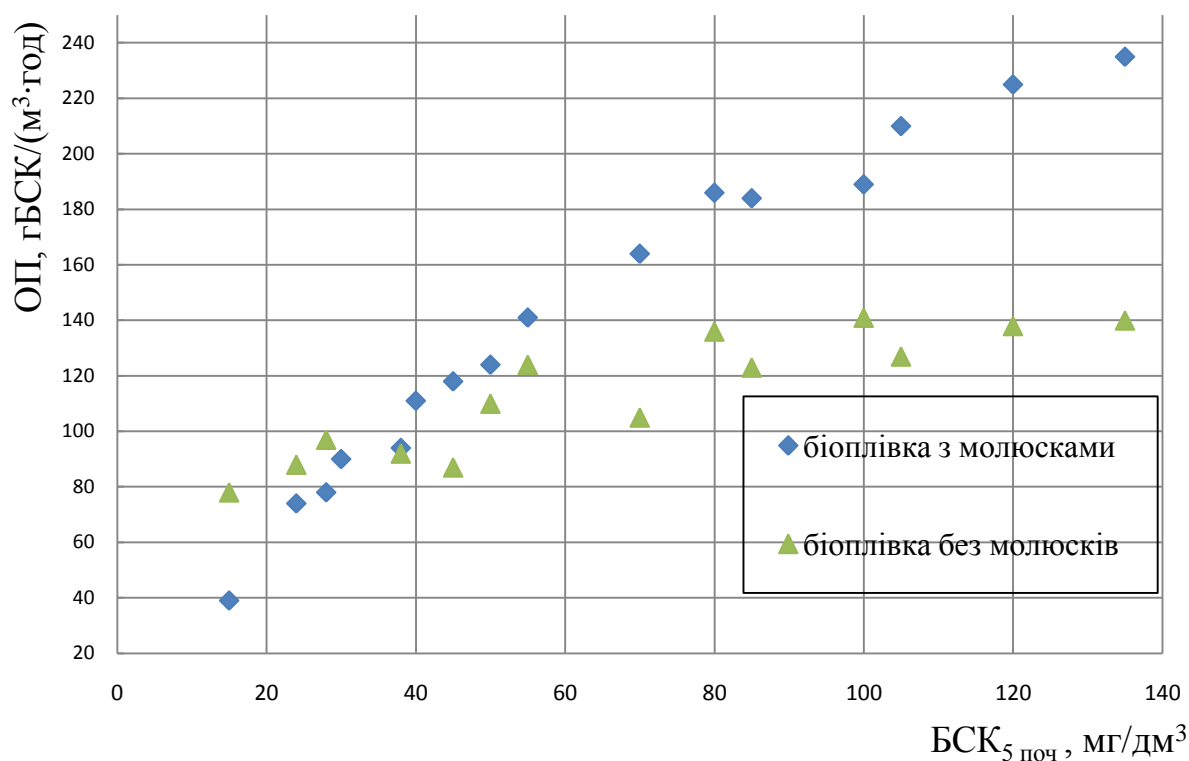


Рис. 4.11. Залежність окисної потужності (ОП) біореактора з волокнистим носієм від початкових значень БСК₅

В роботі досліджено раціональні параметри процесів очищення води за розчиненими та дрібнодисперсними органічними забрудненнями у біореакторі з волокнистим носієм типу «Вія» в умовах господарства з вирощування кларієвого сома. Концентрація біомаси гетеротрофної аеробної мікробіоти у біореакторі становила 12-18 г/дм³. Після формування обростань на поверхні носія та заселення біореактора червононогими молюсками у кількості, що відповідала прогнозованому обсягу навантаження за нерозчиненими органічними сполуками, було досліджено залежність ефективності очищення води у біореакторі за БСК₅, ХСК та завислими речовинами (рис. 4.12). Значення гідравлічного навантаження на споруду встановлювали таким чином, щоб максимально скоротити час перебування води у споруді за умови недопущення інтенсивного виносу з біореактора завислих речовин. Встановлено, що конструктивні особливості біореактора та включення в його біоценоз молюсків

дозволяють забезпечити стабільний режим роботи при значеннях гідравлічного навантаження в діапазоні $2-3 \text{ м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{год})$.

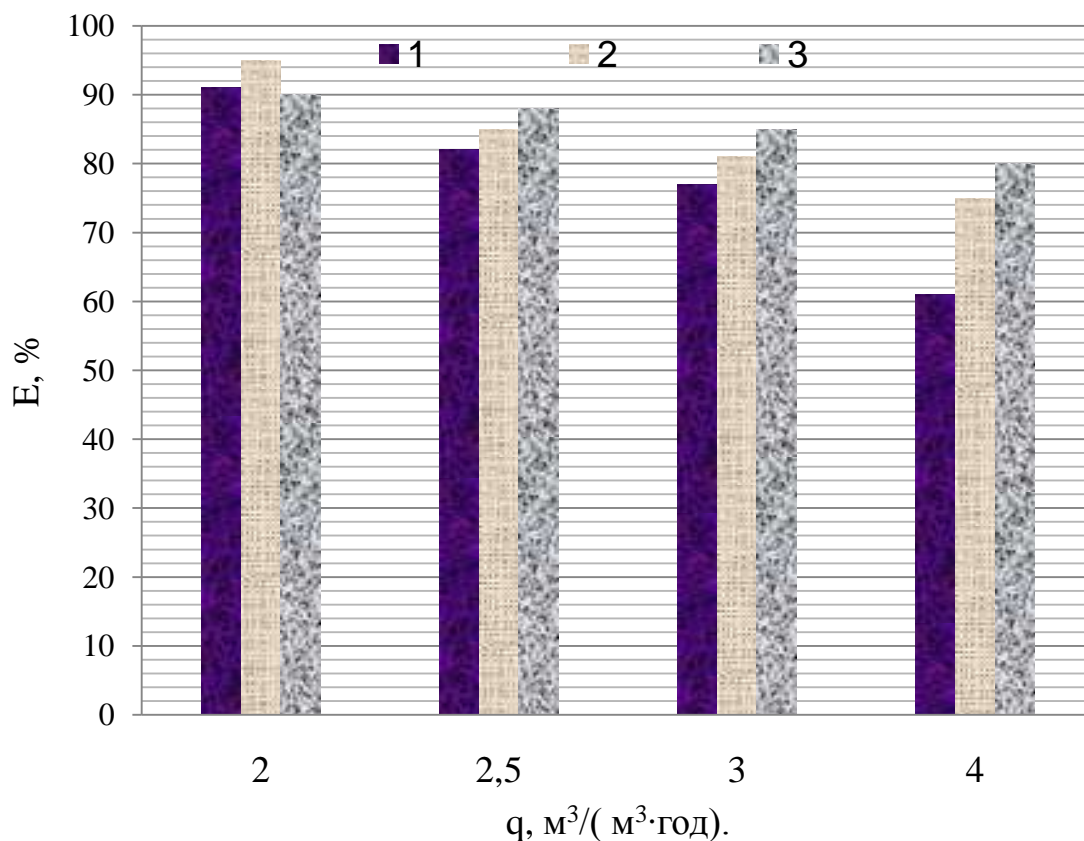


Рис. 4.12. Залежність ефектів очищення (E) від гідравлічного навантаження (q) на біореактор з волокнистим носієм при очищенні води за показниками: 1 – ХСК, 2 – БСК₅, 3 – концентрація завислих речовин

Таким чином, експериментально доведено, що при подачі у біореактор з носієм типу «Вія» води з високим вмістом дрібнодисперсних органічних сполук (які зумовлюють зростання значення БСК₅ з 25-55 до 80-120 $\text{мг}/\text{дм}^3$), ефективність очищення за БСК₅ та ХСК не знизиться, а очисна потужність в межах даного діапазону навантаження на споруду пропорційно зростатиме.

Виявлено, що утворені в біореакторі тверді відходи завдяки особливостям метаболізму молюсків мають значно кращі седиментаційні властивості (рис. 4.13), що дозволяє ефективно виводити їх зі споруди без влаштування окремого відстійника. Для максимально можливого рівня мінералізації нерозчинених забруднень, що надходять у біореактор, у ньому необхідно утримувати

пропорційну абсолютній кількості нерозчинених забруднень масу молюсків. За результатами попередніх досліджень, при оптимальному температурному режимі фізи та катушки здатні за добу перетравлювати кількість детриту, що становить до 40% від маси їх тіла. Відповідно до потенційного навантаження на блок очищення оборотної води за нерозчиненими сполуками (табл. 4.4), на кожний кілограм згодованого риbam корму у біореакторі потрібно культивувати від 1,4 до 2 кг живої ваги молюсків (фіз або катушок).

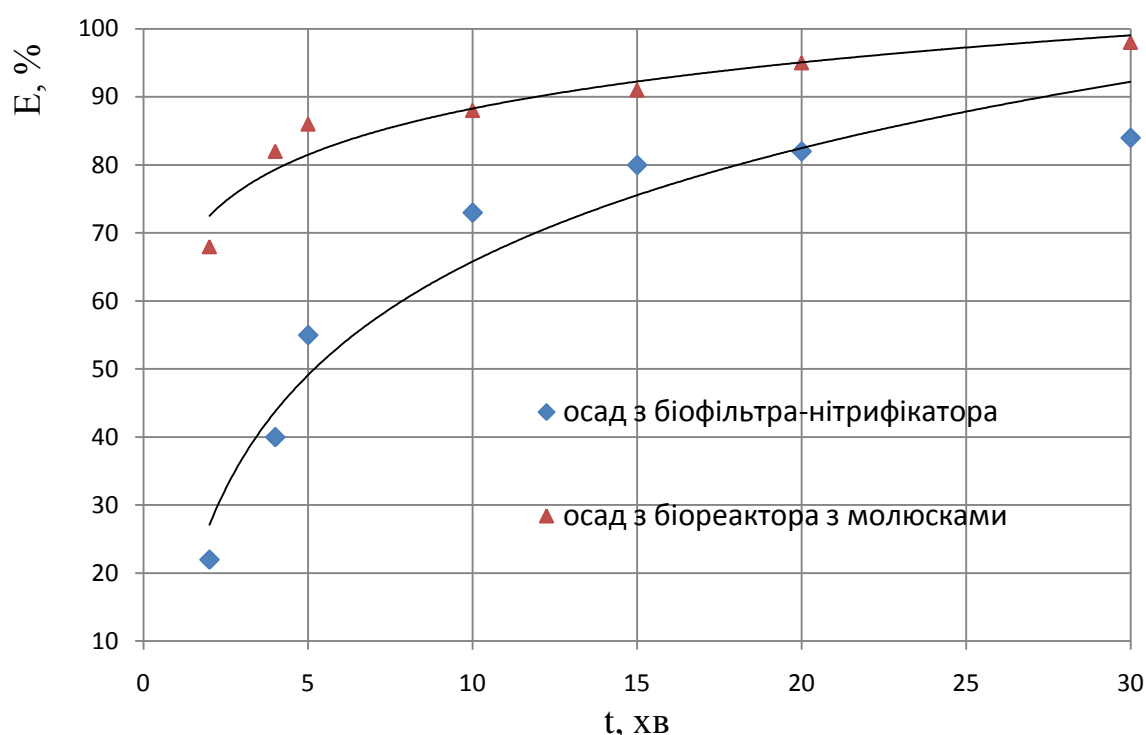


Рис. 4.13. Ефективність відстоювання (E) утворених у процесі очищення оборотної води твердих відходів в залежності від тривалості (t)

При реконструкції очисних споруд УЗВ для реалізації розробленої технології багатостадійного біологічного очищення включений у традиційну технологію поличний відстійник (рис. 4.14.) було переобладнано у біореактор. У зв'язку з поганими седиментаційними властивостями домішок та їх здатністю до налипання на поверхні полиць ефективність використання даної споруди була вкрай низькою, через доволі швидке обростання полиць воду доводилось спускати для очищення їх поверхні. Розклад в умовах дефіциту кисню нерозчинених домішок, що накопичувались у збірному приймку, призводив до додаткового забруднення води.

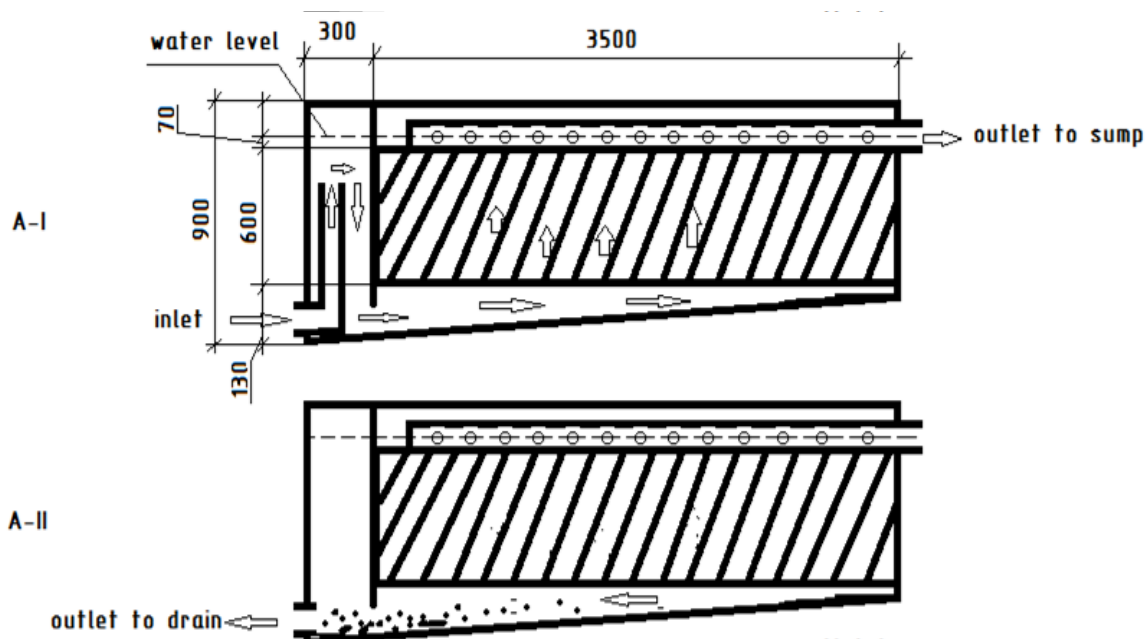


Рис. 4.14. Схема поличного відстійника

Враховуючи конструктивні особливості відстійника та його лінійні розміри, дану споруду вирішено було переобладнати у біореактор [323], де основними очисними агентами виступають черевоногі молюски (рис. 4.15). Наявність полиць створює молюскам умови для росту та розмноження, а здатність домішок налипати до їх поверхні дозволяє забезпечити молюсків поживним субстратом. Оскільки функцію затримки крупних домішок виконуватиме сітчастий фільтр, у біореактор надходитимуть дрібнодисперсні органічні сполуки, подачу води при цьому організовано з протилежного боку споруди. Таким чином, створюються умови для кращого осідання дрібних домішок. Зона аерації, яку створено у частині відстійника, призначеній для усталення потоку води, забезпечує циркуляцію крупних домішок (переважно фекалій молюсків) та сорбцію на їх поверхні дрібнодисперсних часток. Укрупнені домішки, що осідають на дно споруди, за допомогою ерліфта у вигляді мулової суміші подаються у біореактор з олігохетами, де відбувається їх додаткова мінералізація. Отже, в межах реконструйованої споруди забезпечено трансформацію основної частини дрібнодисперсних домішок за участю черевоногих молюсків та олігохет. У результаті досліджень обростань

полиць біореактора було виявлено, що структура біоти схожа з біоплівкою, яка утворюється на «Вії», але через інтенсивне зішкрібання обростань молюсками її товщина та питома біомаса значно менша за аналогічні показники нитчастого носія.

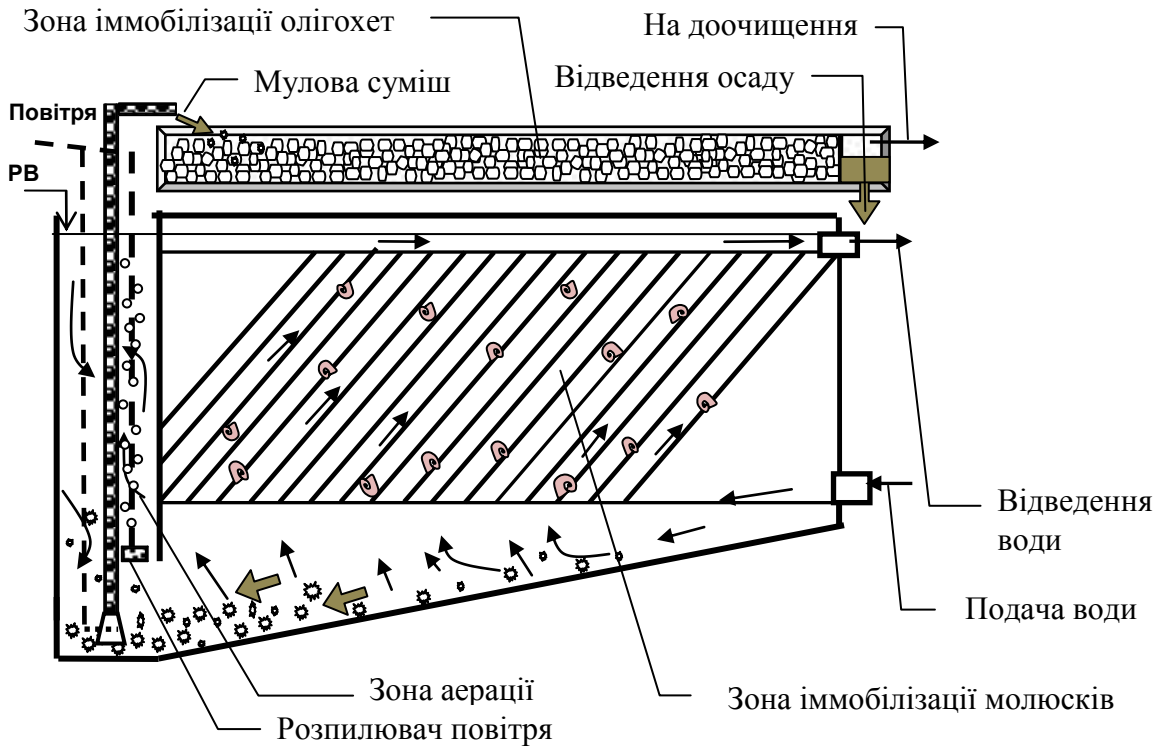


Рис. 4.15. Схема модернізованого у біореактор поличного відстійника

Розташування над біореактором з похилими полицями затопленого біофільтра з зернистим завантаженням дозволяє додатково підвищити ступінь мінералізації утворених відходів та знизити їх об'єми. Водночас, зольність утворених у біореакторі з похилими полицями осадів (табл. 4.5) дозволяє застосовувати їх в якості добрив без додаткової стабілізації. Тому влаштування додаткової секції з мінералізації відходів може бути обґрунтоване лише з економічної точки зору, адже вирощені у затопленому біофільтрі аулофоруси є цінним кормовим організмом для молоді риби.

Іммобілізація молюсків у біореакторі з похилими полицями дозволила забезпечити надійну роботу споруди, отримати високі ефекти очищення за

завислими речовинами та БСК₅. Очищення від розчинених органічних сполук забезпечується завдяки біоплівці, що розвивається на поверхні полиць споруди. Середня товщина біоплівки складала 1-1,5 мм, у складі біоценозу спостерігалась значна кількість коловороток та вортицел, що підтверджує належний кисневий режим у споруді. Концентрація біоплівки за даних умов становила 2-8 г/дм³, питома маса молюсків досягала 5 кг/м³. Для забезпечення кращого ефекту затримки у споруді завислих речовин гідравлічне навантаження було знижено з 6 до 2 м³/(м³·год). Відповідно, основна частина розчинених органічних забруднень у процесі сорбції затримується біоплівкою, що розвивається на поверхні полиць, та у подальшому окиснюється гетеротрофною мікробіотою. Приріст біоплівки знижується завдяки молюскам, які також мінералізують затримані на полицях нерозчинені домішки. Результати досліджень, проведених при характерних для оборотної води УЗВ з вирощування сомових концентраціях забруднень, наведені у табл. 4.5.

Таблиця 4.5.

Порівняльні показники ефективності очищення оборотної води у
модернізованому в біореакторі

Параметр споруди	Од. виміру	Відстійник до реконструкції	Розроблений біореактор
Матеріал полиць	-	Ламельні блоки 2Н KLP 638 (площа активного осадження 15 м ² /м ³)	
Загальний об'єм ламелей	м ³	2,5	
Питома біомаса молюсків	кг/м ³	-	2,5-5
Гідравлічне навантаження	м ³ /(м ³ ·год)	6	2-3
Ефект очищення за ЗР	%	65-70	70-80
Ефект очищення за БСК ₅	%	20-30*	50-70
Кількість утворених відходів	дм ³ /кг корму	0,45-0,52**	0,18-0,2
Вологість осадів	%	86-90	89-95
Зольність осадів	%	8-10	45-50
Концентрація ЗР, На вході в споруду	мг/дм ³	140-220	65-120
На виході з споруди	мг/дм ³	50-70	20-25

Примітки:

* – зниження БСК₅ відбувалось завдяки видаленню дрібнодисперсних домішок;

** – дані отримані автором в умовах УЗВ для вирощування кларієвого сома.

Розроблену технологію було впроваджено у проект реконструкції існуючих споруд УЗВ з вирощування сомових, що включали блок механічного очищення – поличний відстійник і біофільтр-нітрифікатор як споруду біологічного очищення води. Передбачено реконструкцію відстійника у біореактор з черевоногими молюсками, біофільтра із зрошуваного у затоплений і добудову над ним секцій фітореактора з плаваючими водними рослинами.

У результаті реконструкції ефект видалення амонійного Нітрогену становитиме 92-95%, що дозволить збільшити частку оборотної води у рибницькому контурі з 70-80% до 90-92% з одночасним покращенням її показників за вмістом фосфатів, нітратів, завислих речовин та БСК; кількість

утворених твердих відходів знизиться у 2,5-3 рази; за рахунок згодовування риbam вирощених у спорудах очищення гідробіонтів забезпечується економія на комбікормах у 20-25% [324]. При цьому енерговитрати на очищення води залишаються практично незмінними або навіть знизяться за умови розташування фітореактора під прозорим дахом (природна інсоляція). Очевидно, що зменшення витрат на водопідготовку, подачу підживлювальної води, а також її підігрів, забезпечать зниження собівартості вирощеної продукції.

4.3.3. Дослідження ефективності процесів очищення води при включенні у біоценоз біореактора II ступеня олігохет. Дослідження мінералізації нерозчинених забруднень у процесі очищення оборотної води та стабілізації відокремленої на сітчастому фільтрі мулової суміші за участю представників водних олігохет проводили у біореакторі з волокнистим носієм «Вія» та затопленому біофільтрі з горизонтальним рухом води. Відмінності у розмірах об'єктів для культивування (трубочника та аулофоруса) зумовлюють доцільність включення обох видів у процеси очищення води, причому десапробізаційний потенціал трубочника найефективніше може бути використано в межах споруд для мінералізації затриманих сітчастим фільтром грубодисперсних домішок, а аулофоруса доцільно включити у біоценоз біореактора II ступеня, де відбуватиметься вилучення та мінералізація завислих речовин.

Розміри аулофоруса та здатність плавати у товщі води, здійснюючи змієподібні рухи, суттєво обмежують можливість підтримувати питому біомасу даних очисних агентів у проточному біореакторі з волокнистим носієм. Тому після внесення у біореактор культури аулофоруса було досліджено вплив гідравлічного навантаження та концентрації завислих речовин на динаміку популяції олігохет. Питома біомаса аулофоруса у біореакторі з волокнистим носієм становила 0,14-0,2 г/дм³ при гідравлічному навантаженні на споруду в межах 0,5-2 м³/(м³·доб). При збільшенні гідравлічного навантаження до 3 м³/(м³·доб) і більше спостерігали інтенсивне винесення олігохет з потоком води та зниження їх питомої біомаси у споруді. Тому дослідження ефекту очищення

оборотної води за завислими речовинами та БСК було проведено при гідравлічному навантаженні на споруду в межах $1,9\text{--}2 \text{ м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{доб})$. Як видно з графіка (рис. 4.16), включення аулофоруса у біоценоз біореактора II ступеня дозволило дещо підвищити ефект очищення за завислими речовинами.

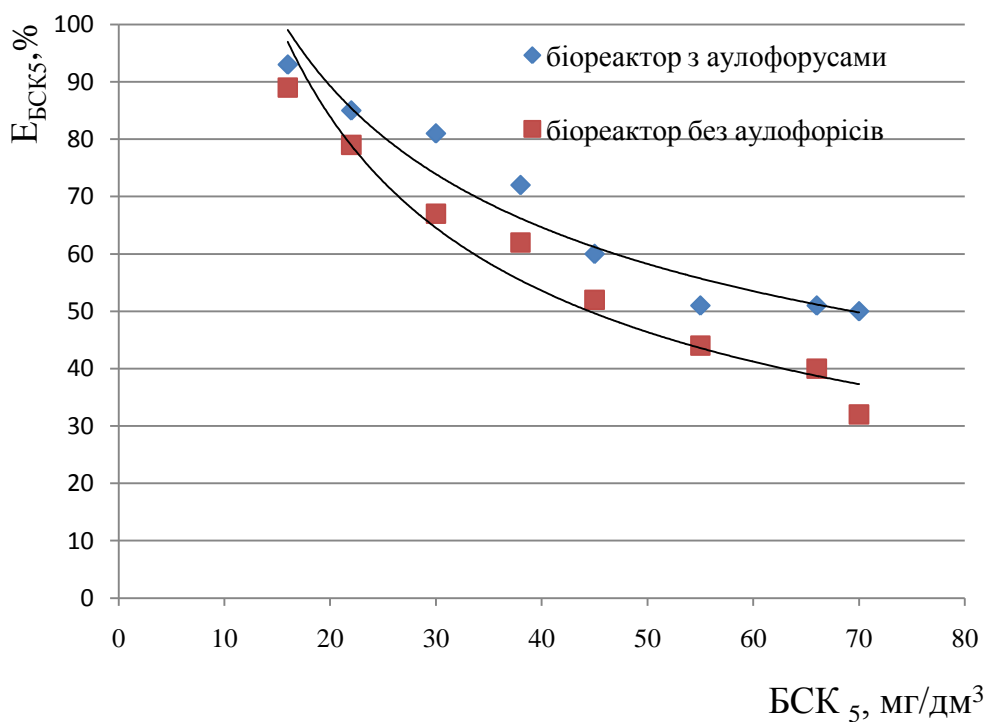


Рис. 4.16. Ефекти очищення за БСК₅ ($E_{\text{БСК}_5}$) при заданих параметрах гідравлічного навантаження, отримані при порівнянні роботи біореактора з включенням у його біоценоз аулофорусів

Оскільки біомаса олігохет складала у біоценозі незначну частку (до 5%), кількість винесених нерозчинених домішок та їх зольність практично не змінились. Тому, з метою утримання значно більшої біомаси олігохет у біореакторі було розроблено конструкцію споруди, яка дозволяє концентрувати їх у окремій зоні із незначним гідравлічними навантаженням. Особливістю такого біореактора є те, що над основним об'ємом, заповненим волокнистим носієм, розташовано неглибоку ємність, заповнену пористим фільтруючим завантаженням (рис. 4.15), або таким самим волокнистим носієм — це зона іммобілізації аулофорусів. У дану ємність за допомогою ерліфта подається

мулиста суміш, яка накопичується на дні основного об'єму біореактора. Оскільки швидкість течії у верхній частині є повільною, у ній можна утримувати питому біомасу аулофорусів від 200 до 500 г на один метр квадратний поверхні споруди. Додаткова аерація води забезпечується завдяки ерліфту, разом з осілими частками ерліфт захоплює олігохет, що покидають волокнистий носій основної зони біореактора. Для запобігання виносу олігохет з верхньої частини перед випускним каналом влаштовують освітлену діодом ділянку. Повернення води з верхнього відсіку біореактора здійснюється в основну частину споруди через переливну кишеню. Таким чином, ерліфтна система може працювати періодично, залежно від кількості утворених у основній частині біореактора осадів. Для ефективнішого використання основної частини біореактора у неї доцільно інтродукувати іншу групу очисних організмів, здатних ефективно розвиватись у таких умовах – креветок неокаридин або макробрахіумів. Виходячи з вказаного, в межах комбінованого біореактора II ступеня можна залучити до процесів очищення оборотної води дві групи мультитрофічної аквакультури – червів та вищих ракоподібних.

Висока кормова цінність аулофорусів та можливість використовувати їх на початкових етапах годівлі риб обґрунтовують економічну доцільність культивування даних гідробіонтів в ролі кормових організмів. Попри те, що в інтегрованій аквакультурі ефективність вирощування даного виду буде суттєво нижчою, ніж у спеціалізованих культиваторах, включення олігохет у біоценоз біореактора з волокнистим носієм типу «Вія» дозволить компенсувати такий недолік через відсутність потреби у відведенні місця під культиватори та використання наявних об'ємів біореакторів для очищення води.

Враховуючи, що аулофорус краще споживає дрібні частки детриту рослинного походження, доцільним є його включення й у біоценоз фітореактора. За такої умови, відмерлі частини рослин, які осідають на дно, разом з забрудненнями оборотної води можуть мінералізовуватися олігохетами. Для створення зони іммобілізації олігохет в донній частині фітореактора необхідно закріпити волокнистий носій. У процесі досліджень, проведених у

затопленому біофільтрі з горизонтальним рухом води, у біоценоз якого включено аулофорусів, виявлено, що найбільш ефективною дана споруда може бути для трансформації утворених у біореакторі I ступеня нерозчинених часток, що містять гетеротрофну мікрофлору та частково мінералізовані забруднення.

4.4. Технологічні показники та раціональні параметри роботи очисних споруд багатостадійної технології очищення оборотної води УЗВ

Відповідно, в межах запропонованої біотехнології найбільш раціональним рішенням є забезпечення приблизно рівних ефектів очищення за розчиненими органічними сполуками, нерозчиненими забрудненнями та сполуками Нітрогену. Таким чином, з урахуванням розбавлення підживлювальною водою з природного джерела, в межах замкнутого контуру буде досягнуто динамічну рівновагу за вмістом забруднюючих речовин.

Розрахунок споруд біологічного очищення для відновлення якості оборотної води здійснюється за очисною потужністю біореакторів, визначеною за потенціалом окремих груп гідробіонтів. Отримані в результаті досліджень раціональні параметри основних показників роботи розроблених споруд (табл. 4.6), дозволяють забезпечувати процеси очищення за визначеними забрудненнями з мінімальними витратами та прогнозувати кількості утворених у процесі очищення відходів, приріст біомаси очисних агентів тощо. Технологічна схема очищення оборотної води будується згідно з характерних відмінностей кількісних показників забруднень УЗВ різних профілів, зумовлених особливостями годівлі та метаболізму основних об'єктів індустріального рибництва.

Таблиця 4.6.

Результати очищення води за розробленою технологією біологічного очищення оборотної води УЗВ і раціональні технологічні параметри

Технологічні параметри	Фітореактор	Біореактор з полицями	Біореактор з волокнистим носієм
1	2	3	4

Вид носія	-	Ламельні блоки	Синтетичні волокна “ВІЯ”	
Основний очисний агент	Плаваючі водні рослини	гетеротрофна мікробіота/ червоногі молюски	гетеротрофна мікробіота	
			червоногі молюски	вищі ракоподібні, водні олігохети
Питома біомаса очисних агентів	4-6 кг/м ²	$\frac{2-8 \text{ г/дм}^3}{2,5-5 \text{ кг/м}^3}$	$\frac{6-10 \text{ г/дм}^3}{1-1,5 \text{ кг/м}^3}$	$\frac{2-3 \text{ г/дм}^3}{0,2-0,4 \text{ кг/м}^3}$
Забруднення, що видаляються	$\text{NH}_4^+, \text{NO}_3^-, \text{PO}_4^{3-}$	ХСК, БСК, ЗР	ХСК, БСК, ЗР	
Очисна потужність	12-18 г NH_4^+ /(м ² ·доб)	40-150 г БСК/(м ³ ·год)	50-220 гБСК/(м ³ ·год)	10-40 гБСК/(м ³ ·год)
Ефект очищення за БСК ₅ , %	0-5	50-70	80-95	50-65
Ефект видалення ЗР, %	-	75-85	80-90	60-70
Зольність осадів, %	-	45-60	45-60	65-70
Гідравлічне навантаження	0,4-0,6 м ³ /(м ² ·год)	2-3 м ³ /(м ² ·год)	2-5 м ³ /(м ³ ·год)	

Висновки

1. Технологія багатостадійного біологічного очищення оборотної води УЗВ включає очищення від амонійного Нітрогену та фосфатів у фітореакторі з плаваючими водними рослинами, видалення розчинених та дрібнодисперсних органічних сполук в аеробних біореакторах з волокнистим носієм «Вія», у біоценоз яких включено червоногих молюсків та вищих ракоподібних. Для механічного видалення грубодисперсних забруднень використовується сітчастий фільтр з розмірами вічка 0,6-0,8 мм.

2. Мінералізація нерозчинених забруднень та приросту біомаси гетеротрофної мікробіоти споруд біологічного очищення здійснюється за рахунок процесів метаболізму червоногих молюсків та олігохет в умовах затопленого біофільтра або комбінованих споруд.

3. На основі експериментальних досліджень визначено, що при очищенні оборотної води тепловодних УЗВ у фітореакторі тривалість періоду освітлення споруди має становити 12-14 годин на добу при діапазоні інтенсивності освітлення 4200-6700 Лк.

4. Очисна потужність фітореактора за амонійним Нітрогеном при забезпеченні раціональних значень параметрів освітлення та питомої біомаси у споруді становить $12-18 \text{ гNH}_4^+ / (\text{м}^2 \cdot \text{доб})$. Для забезпечення ефекту очищення за даним показником гідравлічне навантаження на фітореактор має становити $0,4-0,6 \text{ м}^3 / (\text{м}^2 \cdot \text{год})$.

5. В умовах фітореактора відбувається часткове зниження БСК₅, що пояснюється розвитком перифітону на поверхні кореневої системи рослин. При роботі споруди у діапазоні рекомендованих технологічних параметрів ефект очищення за БСК₅ може досягати 10-15%.

6. Компенсація зниження інтенсивності асиміляції сполук Нітрогену у фітореакторі при подачі у споруду води з температурою, нижчою за оптимальні значення для рослин, може забезпечуватись полікультурою з іншими

рослинами, що краще пристосовані до низьких температур або подачею у фітореактор підігрітої води з підживлювального контуру УЗВ.

7. Очисна потужність біореактора з волокнистим носієм «Вія» при обробці оборотної води УЗВ становить 50-220 г БСК/(м³·год), раціональні межі гідравлічного навантаження на споруду – 2-3 м³/(м²·год). За вказаних параметрів ефект очищення за БСК₅ становить 80-95%, за завислими речовинами – 80-90%.

8. Імобілізація червононогих молюсків у біореактор з похилими полицями або волокнистим інертним носієм дозволяє знизити кількості утворених відходів у 2,5-3 рази та збільшити їх зольність з 8-10% до 45-60%. Також завдяки молюскам відбувається укрупнення домішок, внаслідок чого необхідна тривалість відстоювання для їх видалення скорочується з 25-30 хв до 5 хв. Необхідна біомаса молюсків у очисній споруді визначається потенційним навантаженням за нерозчиненими органічними сполуками.

9. Включення у біоценоз затопленого біофільтра або біореактора з волокнистим носієм водних олігохет (трубочника звичайного або аулофоруса) забезпечує додаткову мінералізацію утворених відходів (зольність 65-70%).

РОЗДІЛ 5

ОСНОВНІ МОДИФІКАЦІЇ ТЕХНОЛОГІЇ БАГАТОСТАДІЙНОГО БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ У РИБНИЦЬКИХ СИСТЕМАХ З ОБОРОТНИМ ВОДОПОСТАЧАННЯМ

Системи оборотного водопостачання у сучасному рибництві дозволяють забезпечувати необхідні параметри вирощування для багатьох промислових риб та нерибних об'єктів. Також УЗВ можуть бути використані для відтворення та вирощування зникаючих видів гідробіонтів з метою подальшої їх інтродукції у природні водойми, а також об'єктів декоративної аквакультури. В окремих випадках економічно доцільною може виявитись комбінована технологічна схема: відтворення та підрощування на ранніх етапах промислово цінних видів відбувається в УЗВ, а подальше вирощування до товарної ваги – в умовах СОВ або садкових господарств. Відмінності різних об'єктів вирощування у вимогах до фізико-хімічних параметрів води, програмах годівлі, особливостях процесів метаболізму зумовлюють потребу у розробці модифікацій багаторічної технології очищення, що забезпечать необхідний ступінь очищення у господарствах різних профілів. Частка води, що використовується у господарстві повторно, визначається не тільки об'єктами вирощування, а й багатьма місцевими умовами. В межах розробленої багаторічної технології очищення води коефіцієнт рециркуляції здебільшого виступає фактором, що визначає необхідний ефект очищення у спорудах. Лише в окремих випадках (за наявності поруч енергетичного об'єкта з надлишковою тепловою енергією, потребою у воді на сільськогосподарські потреби) його можна розглядати як показник, що відображає ефективність роботи споруд відновлення якості води у даних умовах.

Основну увагу при розробці модифікованих схем багаторічного біологічного очищення оборотної води приділено найбільш перспективним в Україні об'єктам вирощування (рис. 5.1) та особливостям концентрацій забруднень, зумовлених годівлею кормами вітчизняного виробництва.

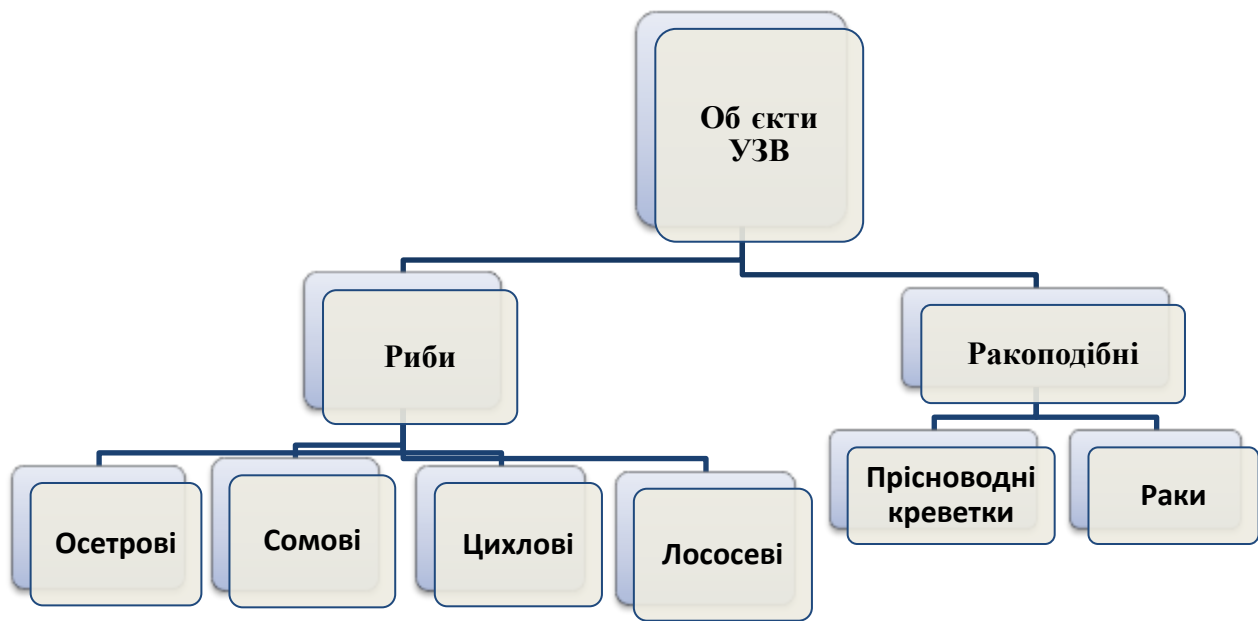


Рис. 5.1. Основні об'єкти індустріальної аквакультури в Україні

Незважаючи на систематику об'єктів індустріального рибництва та організацію основних виробничих процесів у господарстві, їх успішне вирощування у системах з оборотним водопостачанням можливе лише за умови належного очищення забрудненої у басейнах води. Також модифікації схем очищення відповідно до концепції ІМТА мають забезпечувати конверсію незасвоєних компонентів корму у біомасу очисних агентів. Відповідно, залежно від об'єкта вирощування, до процесів очищення доцільно залучати різні види очисних агентів.

5.1. Підтримка фізико-хімічних параметрів оборотної води у заданому діапазоні

Поряд з проблемою видалення з оборотної води характерних забруднень, необхідно забезпечувати контроль окремих фізико-хімічних параметрів, що впливають на інтенсивність росту риб.

У зв'язку з коливаннями рН при реалізації в умовах УЗВ технології нітрифікації, в межах очисних споруд загальноприйнятою є практика стабілізації даного показника. Так, у оборотну воду після нітрифікатора вводять вапно, необхідна кількість якого визначається з об'єму трансформованого в нітрати амонійного Нітрогену. Потреба у даному заході в розроблений технології водоочищення відсутня, оскільки, на відміну від процесів нітрифікації, асиміляція амонійного Нітрогену рослинами не супроводжується зниженням рН.

Аерація води у біореакторах необхідна для забезпечення процесів окиснення сорбованих на поверхні біоплівки органічних сполук гетеротрофною мікробіотою. Особливої уваги в даному контексті потребують біореактори другого ступеня, у які надходить вода з низькими концентраціями розчиненого кисню. Для можливості ефективного залучення до процесів очищення у таких біореакторах представників вищих ракоподібних необхідно забезпечити належний кисневий режим. Значення раціональних параметрів гідравлічного навантаження на біореактори не дозволяють розглядати за можливе надходження необхідної кількості кисню із водою, що подається на очищення. У більшості рибницьких господарств індустріального типу системи пневматичної аерації забезпечують не тільки належний кисневий режим у басейнах, а й рух оборотної води на окремих ділянках. Існують також пневматичні системи, що здійснюють подачу кормів з основних бункерів до басейнів. Тому, цілком раціональним рішенням є використання компресорних станцій і для аерації у блоці відновлення якості оборотної води. Системи пневматичної аерації, що забезпечують подачу повітря під тиском через спеціальні розпилюючі пристрої, потребують достатньо частого обслуговування через інтенсивне облипання поверхні.

Конструктивні особливості біореакторів багатостадійної технології очищення оборотної води дозволяють ефективно використовувати аератори-окиснювачі роторного типу. В умовах біореакторів з активним мулом, попри високу ефективність аерації за рахунок створення пухирців дрібних розмірів та

розпиленню їх в товщі води, аератор погіршує седиментаційні властивості активного мулу та спричинює загибель значної частини мікробіоти, що потрапляє у роторно-пульсаційний вузол [315]. Така система аерації може ефективно працювати у біореакторі другого типу, якщо через аератор-окиснювач подавати підживлювальну воду та частину оборотної води після проходження біологічного очищення (рис. 5.2). За рахунок нижчої температури підживлювальної води досягається підвищення ефективності розчинення у ній кисню. Необхідна витрата води з циркуляційного контуру буде визначатись потребою у кисні біореактора другого ступеня.

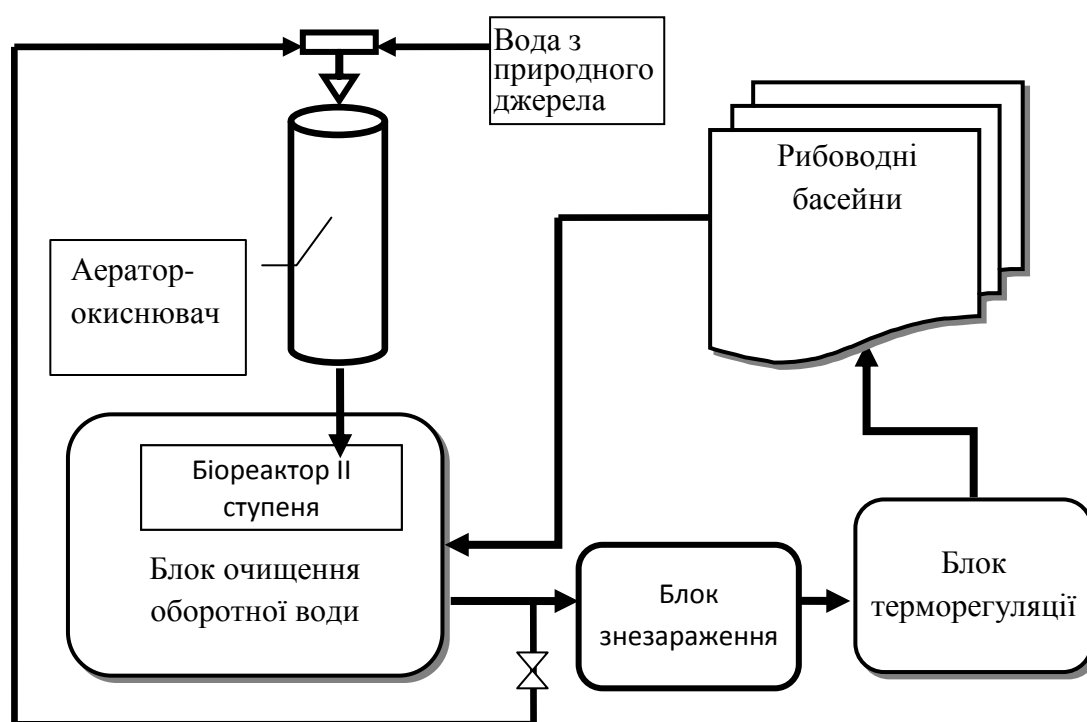


Рис. 5.2. Схема аерації біореактора II ступеня з використанням аератора-окиснювача роторного типу

В умовах інтегрованої з тепловодною УЗВ системи аквапоніки для вирощування рослинницької продукції економічно виправданою є підтримка температури води у діапазоні, що відповідає оптимуму культивованих видів риб. У такому разі в осінньо-зимовий період необхідно витратити додаткову теплову енергію на компенсацію втрат тепла у аквапонній системі.

5.2. Розробка технологічної схеми очищення оборотної води при вирощуванні в УЗВ кларієвого сома

Кларієвий сом є одним з найрозповсюдженіших в Україні об'єктів індустріального рибництва, що пов'язано з невибагливістю даного виду до кормів та умов вирощування, швидкими темпами росту та можливістю ефективно вирощувати на окремих етапах у водоймах-охолоджувачах теплових об'єктів. Порівняно низька собівартість отриманої продукції дозволяє розглядати кларіасів як найбільш конкурентоздатну групу для забезпечення потреби у продукції рибництва. У переважній більшості господарств, які вирощують кларієвих сомів у системах з оборотним водопостачанням, реалізована традиційна для УЗВ схема очищення води. Вона включає споруди попереднього механічного очищення (барабанний фільтр або тонкошаровий відстійник), біофільтр-нітрифікатор та денітрифікатор з відстійниками, а також споруди для знезараження – ультрафіолетову або озонаторну установку (рис. 5.3).

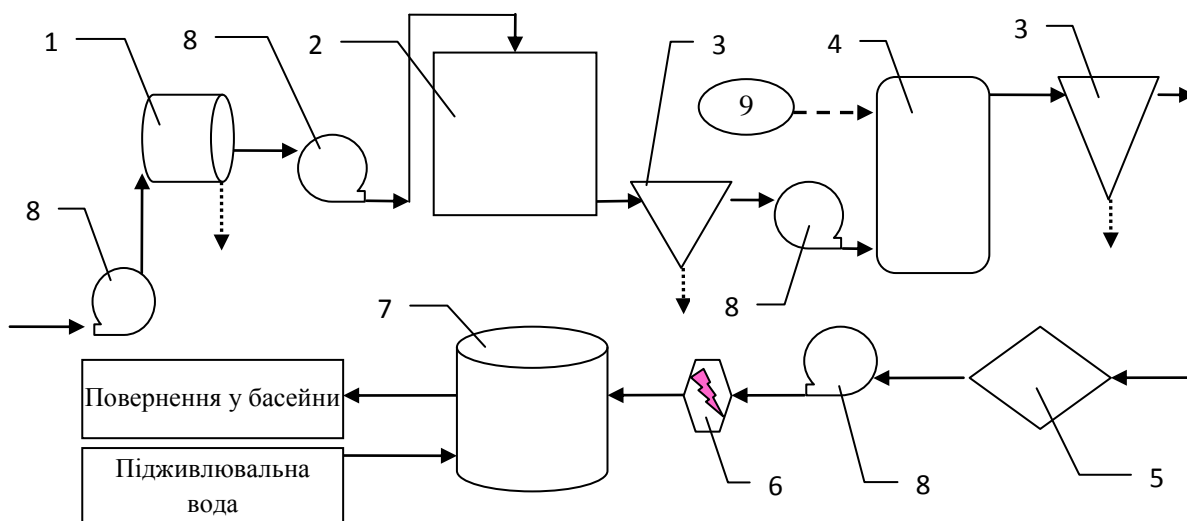


Рис. 5.3. Схема традиційної технології очищення оборотної води УЗВ з

вирощування кларієвого сома: 1 – барабанний фільтр;

2 – біофільтр-нітрифікатор; 3 – відстійник; 4 – денітрифікатор;

5 – блок стабілізації рН; 6 – блок знезараження; 7 – змішувальна ємність;

8 – насос; 9 – дозатор метанолу

Схеми біологічного очищення без денітрифікатора на тепер втрачають популярність, оскільки вони характеризуються найвищими витратами на водопідготовку, необхідністю забезпечувати очищення стоків у природних умовах та ризиком надходження біогенних елементів у природні водойми. Для забезпечення максимальних темпів росту сомів температурний режим у господарстві має становити 26-28 °С. Даний фактор також обґрунтовує доцільність збільшення частки повторно використаної води після належного її очищення, адже витрати на нагрів води для таких господарств будуть найвищими порівняно з іншими. Зазначені у таблиці 5.1. показники на вході у рибницькі басейни забезпечуються при частці підживлювальної води в межах 20-25%.

Таблиця 5.1.

Результати досліджень показників якості води УЗВ

Показник	Одиниці виміру	УЗВ з годівлею кормами вітчизняного виробництва	
		На вході в басейни	На виході з басейнів
1	2	3	4
Завислі речовини	мг/дм ³	20-60	250-350
pH	-	6,5-7,0	6,5-6,9
БСК ₅	мг/дм ³	10-15	25-45
ХСК	мг/дм ³	35-55	90-325
Амоній (NH ₄ ⁺)	мг/дм ³	5-12	8-32
Нітрити (NO ₂ ⁻)	мг/дм ³	0,1-0,3	0,1-0,7
Нітрати (NO ₃ ⁻)	мг/дм ³	30-170	40-165

Найнижчу ефективність споруд механічного очищення при очищенні оборотної води сомових господарств (відстійники, барабанні або дискові фільтри), у порівнянні з іншими УЗВ, можна пояснити наявністю у воді слизу, що періодично відшаровується з поверхні тіла сомів. Зниження ефекту затримки нерозчинених забруднень пояснюється також подрібненням порівняно крупних домішок при перекачуванні води насосом. Дані чинники

приводять до зростання співвідношення C/N у забрудненій воді та збільшення навантаження на біофільтр-нітрифікатор. Внаслідок інтенсивного розвитку гетеротрофної мікрофлори та витіснення нітробактерій процеси нітрифікації припиняються, натомість концентрація амонійного Нітрогену зростає внаслідок явища амоніфікації, що відбувається в біофільтрі. Відповідно, відбувається зростання концентрацій сполук Нітрогену до критичних значень та з'являється необхідність розбавлення оборотної води чистою (з природного джерела водопостачання).

Попри те, що ефект освітлення води у поличному відстійнику нижчий, ніж при використанні барабанних фільтрів, їх застосування обґрунтовується значно нижчими тепловтратами та енерговитратами. При надходженні води у відстійник самопливом виключається подрібнення домішок насосом, що зумовлює достатньо надійну роботу споруди та забезпечує ефект вилучення нерозчинених забруднень в межах 60-80%. Водночас, для забезпечення нітрифікації у біофільтрі така ефективність роботи споруд механічного очищення є недостатньою, адже надходження у біофільтр значної кількості органічних сполук приведе до витіснення нітробактерій. Збільшити ж ефект затримки нерозчинених забруднень у тонкошаровому відстійнику при обробці оборотної води УЗВ шляхом зниження гідравлічного навантаження чи використання флокулянтів економічно недоцільно.

Отже, проблеми традиційної технології біологічного очищення з нітри- та денітрифікацією в умовах УЗВ особливо гостро проявляються у господарствах з вирощування кларієвого сома: утворення значної кількості відходів, що потребують зневоднення та стабілізації; високі витрати енергоносіїв на терморегуляцію, аерацію та перекачування води; низька ефективність очищення від амонійного Нітрогену та Фосфатів.

Кларієвий сом є одним із найменш вибагливих об'єктів УЗВ, – він витримує порівняно високі концентрації амонійного Нітрогену та аміаку, які для інших видів культивованих риб були б критичними (2-2,5 мг/дм³ та 0,025-0,05 мг/дм³, відповідно), не знижує темпів росту при дефіциті кисню у воді

(завдяки диханню атмосферним повітрям), добре споживає корми як рослинного, так і тваринного походження. При вирощуванні даного об'єкта в УЗВ вода басейнів характеризується найвищими концентраціями забруднень, що пов'язано із надвисокими щільностями посадки риби (до 300-450 кг/м³), швидкими темпами росту риби та обґрунтованою потребою у інтенсивній годівлі. Наявність у воді завислих домішок в межах 100-250 мг/дм³ не спричинює уповільнення темпів росту, а навпаки – наближує її стан до умов природного середовища, адже кларіаси зазвичай мешкають у каламутній воді. Для забезпечення інтенсивних темпів росту температуру води рекомендовано підтримувати у діапазоні 25-28°C. За підвищеної температури розчинність кисню суттєво знижується, але при забезпеченні належного водообміну у басейнах даний фактор не створює небезпеку для риби. Водночас, на етапі первинного механічного очищення у воді можуть відбуватись процеси гниття органічних сполук, що легко окиснюються. Побічні продукти таких процесів вкрай негативно впливають на життєдіяльність гетеротрофної мікрофлори біофільтрів чи аеротенків, окремі сполуки є токсичними для риби. Окрім того, затримані нерозчинені забруднення потребують стабілізації.

Найвищі темпи росту кларієвого сома зумовлюють також порівняно високі добові норми годівлі даного виду. Цілком обґрунтоване з економічної точки зору використання кормів вітчизняного виробництва зумовлює певні особливості у складі та кількісних характеристиках забруднень українських господарств з вирощування сома. На відміну від комбікормів провідних європейських виробників («Aller Aqua», «Correns», «Biomar»), що характеризуються високим рівнем засвоюваності, стійкістю до руйнування гранул у воді та мінімальним вмістом пилоподібної фракції, годівля кормами вітчизняного виробництва супроводжується інтенсивним надходженням у воду неперетравлених домішок, а також недоступних для споживання рибами пилоподібних часток. Таким чином, внаслідок згодовування таких кормів суттєво зростає навантаження на систему очищення води за нерозчиненими органічними сполуками. Перехід частини з них у розчинену форму зумовлює

також зростання показників ХСК та БСК_{повн} у забрудненій воді. При цьому, як видно із порівняльної таблиці (табл. 5.2), концентрації розчинених сполук Нітрогену та Фосфору в забрудненій воді зростають несуттєво.

Таблиця 5.2.

Показники оборотної води УЗВ при годівлі різними видами кормів

Показник	Одиниці виміру	УЗВ для кларієвого сома	
		Корм вітчизняного виробництва	Корм «Aller Aqua - Silver»
1	2	3	4
Нерозчинені домішки (крупнодисперсні та ЗР)	мг/дм ³	200-350	40-75
БСК ₅	мг/дм ³	25-45	5-20
ХСК	мг/дм ³	90-125	15-55
Амоній (NH ₄ ⁺)	мг/дм ³	2-4	0,5-2
Фосфати	мг/дм ³	3-5	0,6-2

Оскільки товарна вага сома може становити 1-2 кг і більше, розміри фекалій такої групи риб також характеризуються значною крупністю. У процесі вирощування кларієвий сом, як вид з найінтенсивнішими темпами росту, порівняно з іншими видами, виділяє у воду значно більшу кількість катаболітів. Характерною особливістю господарств з вирощування сомових є високі концентрації завислих речовин та розчинених домішок безпосередньо у воді рибницьких басейнів, які незначною мірою залежать від ефективності роботи споруд з відновлення якості оборотної води та програми годівлі риб. Такі особливості пояснюються високими щільностями посадки риб, інтенсивним виділенням сомами продуктів метаболізму та часом повного водообміну, що згідно більшості технологічних схем для старших груп сомових становить близько 1 години. Якщо враховувати, що очищена вода, яка надходить у басейн, миттєво перемішується у ньому, а сам басейн можна розглядати як ідеальний змішувач, високі концентрації забруднень у таких ємностях фактично є фоновими. Для розвитку та асиміляції ряскових, що відіграють ключову роль у

процесах видалення розчинених сполук Нітрогену та Фосфору, такі показники оборотної води не спричиняють негативної дії [325, 326].

Адаптована до особливостей технології вирощування кларієвого сома схема комплексного очищення води (рис. 5.4) забезпечує поетапне видалення та трансформацію крупних нерозчинених домішок у сітчастому фільтрі та затопленому біофільтрі, мінералізацію розчинених та дрібнодисперсних органічних сполук у біореакторі з похилими полицями, видалення сполук Нітрогену та Фосфору у фітореакторі.

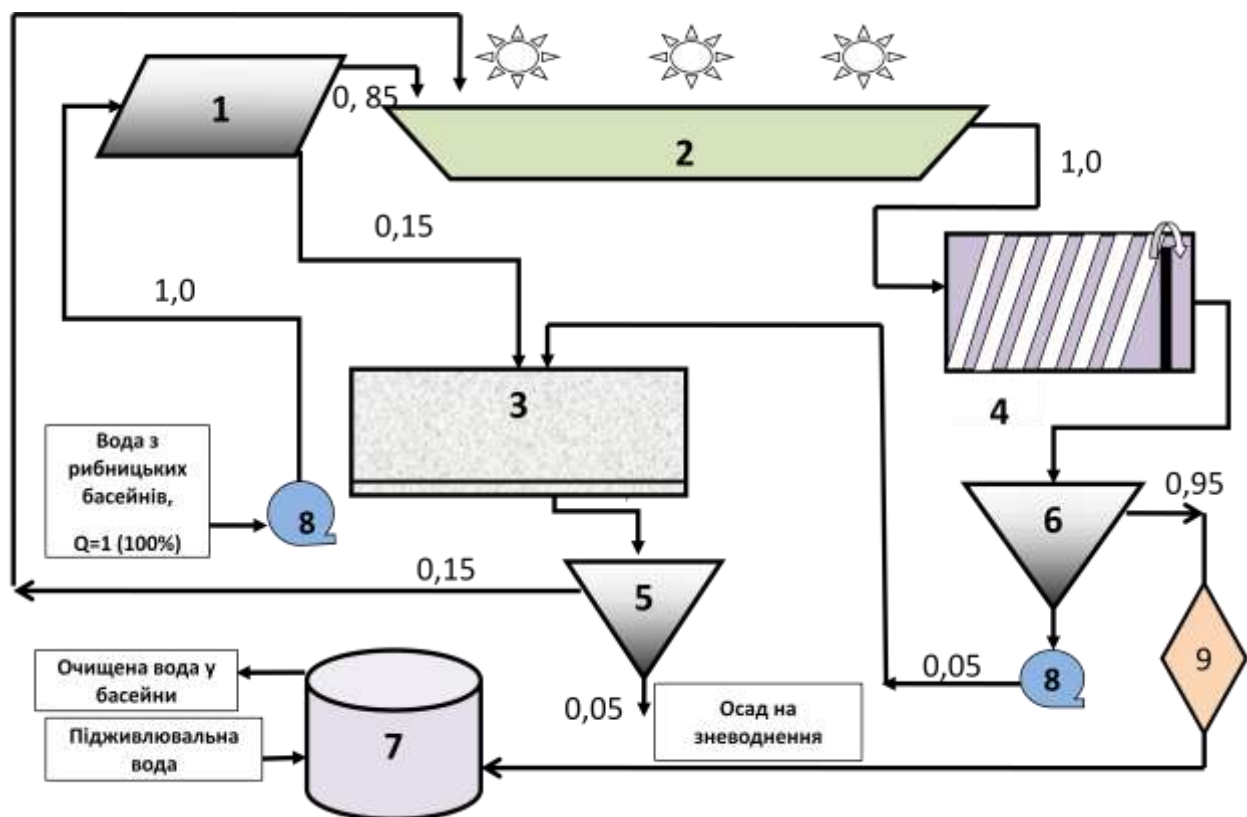


Рис. 5.4. Схема технології багатостадійного очищення оборотної води при вирощуванні кларієвого сома: 1 – сітчастий фільтр; 2 – фітореактор; 3 – затоплений біофільтр; 4 – біореактор з похилими полицями; 5,6 – відстійники; 7 – блок терморегуляції та аерації; 8 – насос, 9 – споруди для знезараження оборотної води

З огляду на низьку ефективність роботи барабанних фільтрів із дрібновічковою сіткою та погані седиментаційні властивості таких забруднень оборотної води господарств, що спеціалізуються на вирощування сомів, нами

рекомендовано для попереднього механічного очищення оборотної води застосовувати сітчасті фільтри з розмірами вічка 150-200 мкм. При надходженні у них забрудненої води самопливом можна затримати 50-60% нерозчинених домішок. Основну частку таких домішок будуть складати фекалії риб та фрагменти слизу. Подача у затоплений біофільтр відокремленої від потоку оборотної води концентрованої суміші дозволить підвищити зольність нерозчинених відходів до 40-50% та знизити їх об'єм у 2-2,5 рази. Основну роль у мінералізації нерозчинених відходів в затопленому біофільтрі відіграватимуть представники олігохет – трубочник звичайний. Видалення дрібнодисперсних домішок, що не затримуються у сітчастому фільтрі, за допомогою інших способів механічного очищення буде характеризуватись низькою ефективністю та значними енерговитратами. З огляду на це у технології очищення передбачена їх трансформація у комплексі інтегрованих з УЗВ біореакторів.

Здатність кларієвого сома ефективно споживати корми рослинного та тваринного походження дозволяє прогнозувати найвищу економічну ефективність при реалізації концепції мультитрофічної аквакультури в межах таких УЗВ. Більшість придатних до вирощування у системі відновлення якості води гідробіонтів можуть бути згодовані сомам без будь-якої попередньої обробки (табл. 5.3).

Таблиця 5.3.

Частка кормових організмів, вирощених у спорудах очищення оборотної води, у раціоні основних об'єктів УЗВ

Група риб	Ряска мала	Вольфія	Молюски	Креветка	Аулофорус
1	2	3	4	5	6
Кларієвий сом					
Плідники	5-10 %	-	До 30%	-	-
Товарна група риб	5-20 %	-	До 30%	Без обмежень	-
Молодь до 20 г	5-10%	10-20%	20-25%	Без обмежень	-
Молодь до 4 г	-	5%	-	-	80-90%
Тиляпії					
Плідники	10-20%	-	Без обмежень	-	-
Товарна група риб	5-15%	5-10%	Без обмежень	-	-
Молодь до 10 г	5%	10%	До 50%	Без обмежень	-
Молодь до 2 г	-	5%	-	-	Без обмежень

Оборотна вода УЗВ з вирощування кларієвого сома характеризується вкрай низькими концентраціями кисню на виході з басейнів. Це пояснюється відсутністю необхідності забезпечувати аерацію у басейнах та порівняно низькою кратністю водообміну, що становить 0,5-1 год⁻¹. Отже, при подачі води в аеробний біореактор дефіцит розчиненого кисню може спричинити нестабільну роботу споруди. Тому послідовності процесів очищення оборотної води сомових господарств фітореактор розташовується перед біореактором з молюсками. У такому разі спочатку відбувається видалення сполук Нітрогену та Фосфору, з одночасним її насиченням киснем. Забезпечення мінералізації частини органічних сполук перифітоном фітореактора дозволить знизити навантаження на біореактор з похилими полицями. У разі, якщо в фітореакторі

буде досягнуто очищення за амонійним Нітрогеном до концентрацій 0,2-1 мг/дм³, подальше зростання даного забруднення внаслідок амоніфікації у біореакторі не перевищуватиме допустимих у сомових господарствах меж. Основною задачею біореактора з похилими полицями при такій послідовності відновлення якості оборотної води є мінералізація органічних сполук, що затримуються на полицях. Фактично полиці у такій споруді виконують роль інертного субстрату, на якому розвивається біоплівка. Включення молюсків у біоценоз споруди дозволяє забезпечувати додаткову мінералізацію твердих відходів та знижувати приріст біоплівки. Ефекти очищення за основними забрудненнями при реалізації такої технології приведені в таблиці 5.4.

Таблиця 5.4.

Показники води на виході із очисних споруд розробленої технології

Показник, од. вим.	Значення показників води на виході із споруд				
	Басейни	Сітчастий фільтр	Фітореактор	Біореактор	Відстійник
1	2	3	4	5	6
ЗР, мг/дм ³	250-350	80-120	70-120	50-60	15-20
БСК ₅ , мг/дм ³	25-65	25-65	20-55	3-8	3-8
ХСК, мг/дм ³	35-120	35-120	30-110	10-25	10-25
NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	4-8	4-8	0,1-0,4	0,2-0,7	0,2-0,7
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	4-15	4-15	1-5	1-5	2-10
PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	6-10	6-15	0-0,1	2-10	2-10

Реконструкція очисних споруд УЗВ з вирощування кларієвого сома та реалізація на базі існуючих ємностей розробленої технології дозволяє суттєво знизити обсяги підживлювальної води з 20-25% до 8-10% від загального об'єму басейнів та пропорційно скоротити витрати на її підігрів. Додатковим позитивним чинником є підвищення надійності роботи блоку біологічного очищення, оскільки при реалізації традиційної технології нестабільною

роботою характеризувались поличний відстійник та біофільтр-нітрифікатор. Основну частину забруднень оборотної води у процесі очищення трансформують у власну біомасу ряскові та черевоногі молюски, що дозволяє знизити витрати на комбікорми до 20% при незмінних результатах темпів росту.

5.3. Розробка технологічної схеми очищення оборотної води УЗВ для вирощування тиляпій

Тиляпії, серед яких найпоширенішими для вирощування в УЗВ є *Oreochromis aureus* та *O. niloticus*, також відносять до порівняно невибагливих тепловодних об'єктів. Притаманні їм високі темпи росту та можливість ефективно споживати корми різних рецептур забезпечили тиляпіям першість за обсягами у світовій прісноводній аквакультурі. Для України вони разом з кларієвим сомом є найперспективнішими об'єктами УЗВ, оскільки характеризуються порівняно низькою собівартістю вирощування та є доступними широким верствам населення. Порівняно дрібні розміри основної фракції нерозчинених домішок у воді УЗВ, де вирощують тиляпій, пояснюються характерною товарною вагою даної групи риб, що залежно від виду становить від 250 до 600 г. Завдяки наявності луски на тілі цих видів, порівняно із сомами, у воду надходить значно менша кількість слизу. Нижчі концентрації нерозчинених домішок у забрудненій воді також пояснюються меншою щільністю посадки (80-200 кг/м³). Тому, цілком закономірно, що й фонові концентрації розчинених сполук у воді басейнів будуть дещо нижчими, ніж при вирощуванні кларієвого сома.

При годівлі риб кормами вітчизняних виробників, як і у господарствах іншого профілю, у циркуляційній воді суттєво зростає кількість нерозчинених домішок, – неперетравлених компонентів кормів та їх пилоподібних часток (до 100-150 мг/дм³). При використанні кормів провідних європейських виробників концентрації завислих речовин на виході з басейнів будуть значно меншими

(табл. 5.5). Оскільки тиліпії добре засвоюють корми рослинного походження, у складі комбікормів можуть переважати зернові. Такі рецептури сприяють утворенню щільних однорідних фекалій риб та мінімальному переходу у розчинену форму, – отже при очищенні оборотної води таких УЗВ ефект видалення нерозчинених домішок у спорудах механічного очищення потенційно має збільшитись. Водночас, при подачі води насосом домішки подрібнюються, що призводить до суттєвого зниження ефективності роботи барабанного фільтра. Враховуючи, що у разі неможливості самопливного надходження води у сітчастий фільтр, її можна перекачати за допомогою ерліфта, використання таких фільтрів буде більш ефективним. Альтернативним рішенням вилучення грубодисперсних домішок можуть бути конструктивні особливості басейнів, які дозволяють відводити осілі на дні фекалії риб окремим потоком. За таких умов оборотну воду можна подавати безпосередньо у фітореактор.

Таблиця 5.5.

Показники оборотної води УЗВ для вирощування тиліпій

Показник	Одиниці виміру	Вода в УЗВ для тиліпії	
		на вході	на виході
1	2	3	4
Температура	°C	24-27	23-25
Розчинений кисень	мг/дм ³	7-9	3-5
Завислі речовини	мг/дм ³	3-10	40-75
pH	-	6,8-7,2	6,6-7,0
БСК ₅	мг/дм ³	6-8	12-20
ХСК	мг/дм ³	20-30	45-75
Амоній (NH ₄ ⁺)	мг/дм ³	0,2-1	2-4
Нітрит (NO ₂ ⁻)	мг/дм ³	0,05-0,2	0,1-0,3
Нітрат (NO ₃ ⁻)	мг/дм ³	20-25	20-30

Для очищення оборотної води при вирощуванні в УЗВІ тиліпій може використовуватись схема, розроблена для сомових господарств. Дана модифікація є найбільш доцільною за умови реконструкції існуючих очисних споруд, які працюють за технологією нітри-денітрифікації, оскільки потребуватиме мінімальних капітальних витрат на переобладнання споруд. Гідробіонти, які використовуються в якості основних очисних агентів оборотної води (ряска мала та черевоногі молюски), практично без обмежень споживаються тиліпіями.

5.4. Розробка технологічної схеми очищення води форелевих господарств, що працюють як системи з оборотним водопостачанням

Особливості вирощування форелі індустріальними методами пов'язані з вимогами риб до високих концентрацій кисню у воді, чутливістю до вмісту органічних сполук, розчинених сполук Нітрогену та Фосфору. Тому в більшості технологій вирощування форелі в УЗВ або відкритих басейнових господарствах, що працюють за принципом СОВ, передбачається порівняно низька щільність посадки товарної групи риб (10-50 кг/м³) та інтенсивний водообмін, який забезпечує швидке винесення продуктів метаболізму з одночасним надходженням у ємності збагаченої киснем чистої води. Ефективність вирощування даної групи рибницької продукції в цілому визначається порівняльною вартістю аналогічної продукції, вирощеної в умовах садкових господарств.

Цілком закономірно, що забруднена оборотна вода форелевих УЗВ буде характеризуватись найнижчими концентраціями основних забруднень, одночасно вимоги щодо якості води, яка подається у басейни з рибами, будуть найбільш жорсткими. Термічний режим форелевих господарств, що відповідатиме ознакам холодноводних систем без технології терморегуляції, є додатковим чинником, що обґрунтовує доцільність організації водозабезпечення за принципом СОВ. Відповідно, основні процеси

біологічного очищення відбуваються у природних умовах, а їх інтенсивність залежить від температурного режиму водойми та інших абіотичних факторів. Затримані на спорудах механічного очищення грубодисперсні відходи також проходять стабілізацію у природних умовах. Враховуючи порівняно високу потребу у свіжій проточній воді, частка повторно використаної води у форелевих господарствах зрідка перевищує 50%, тому за рахунок об'єму водойми, куди скидають забруднену воду з басейнів, процеси самоочищення можуть відбуватись доволі повільно. Очевидно, що такі технології забезпечать конкурентоздатність вирощеної рибницької продукції лише за умови наявності вільних площ під водойми та потужного джерела водопостачання, що не потребуватиме встановлення глибинних насосів.

Удосконалення існуючих технологій водоочищення дозволить більш раціонально та ефективно використовувати наявні площі водойм, забезпечити екологічну чистоту виробництва та здешевити вартість очищення води за рахунок вирощування цінних кормових організмів. В цілому, новітня технологія відповідатиме сучасним екологічним нормам європейського законодавства та може забезпечити вихід вітчизняним виробникам на західний ринок.

В умовах форелевих господарств технологія багатостадійного очищення передбачає комбінування процесів біологічного очищення у природних умовах (весняно-літній період) [327] та в умовах закритого приміщення у холодну пору року (рис. 5.5). Також блок очисних споруд таких господарств має функціонувати під час інкубації молоді, адже нерестовий період форелі припадає на зимовий період.

Для забезпечення належного ступеня очищення оборотної води за сполуками Нітрогену у фітореакторі необхідно підтримувати пропорційну навантаженню за основними забрудненнями біомасу ряскових та відповідний світловий режим.

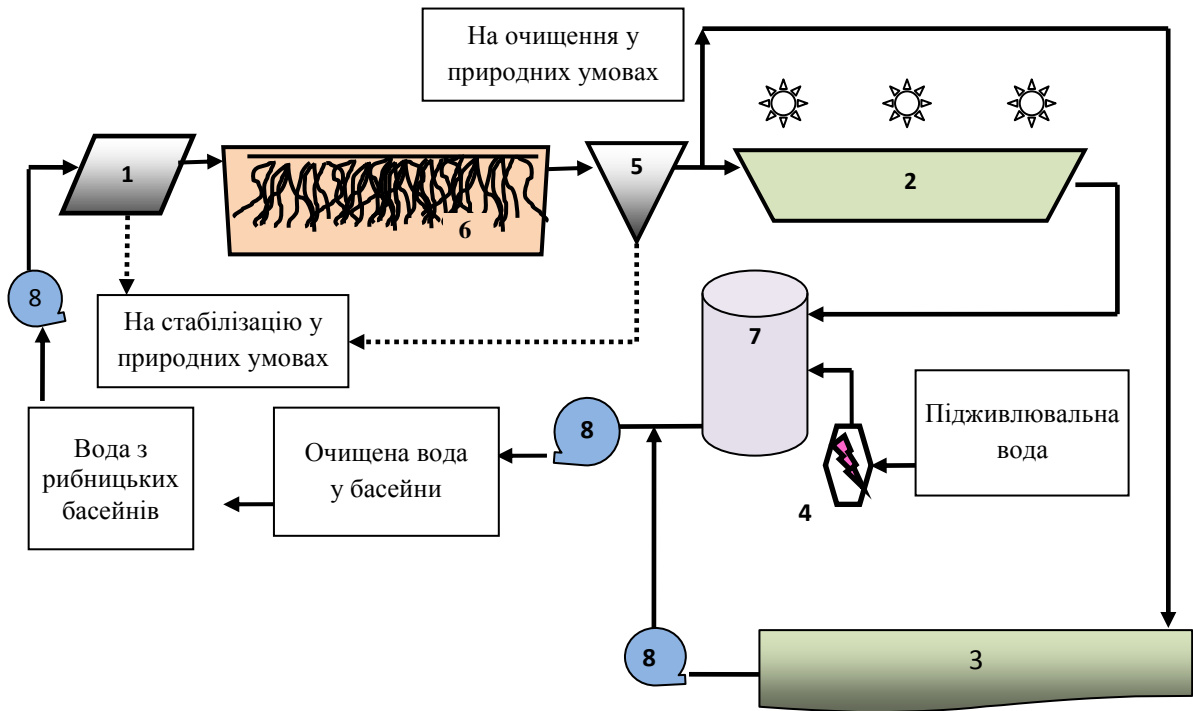


Рис. 5.5. Комбінована схема очищення води при вирощуванні форелі в СОВ: 1 - сітчастий фільтр; 2 - фітореактор; 3 – система ветландів; 4 – споруди для знезараження води з поверхневого джерела; 5 - відстійник; 6 - біореактор з волокнистим носієм; 7 – змішувальний резервуар; 8 – насос

5.5. Розробка технологічної схеми очищення оборотної води при вирощуванні осетрових в УЗВ

Вирощування осетрових в УЗВ характеризується одним з найвищих рівнів рентабельності, що пов'язано із високою вартістю вирощеної продукції, зокрема – ікри, можливістю ефективно вирощувати рибу у доволі широкому температурному діапазоні (від 16 до 24°C і вище). Оскільки процес розведення осетрових вимагає достатньо високої кваліфікації рибоводів та має бути забезпечено якісними плідниками, більшість господарств закупають посадковий матеріал в спеціалізованих розплідниках. Даний чинник незначною мірою відображається на показниках забруднень оборотної води, – зменшується діапазон коливання крупності нерозчинених домішок, знижується рівень

вторинного забруднення води, яке відбувається внаслідок інтенсивного розвитку мікрофлори у лотках з найменшими розмірно-ваговими групами риб. Внаслідок використання кормів із високим вмістом білків (40-50%) та кормовим коефіцієнтом в межах 1-1,2 одиниць, навантаження за нерозчиненими органічними сполуками на споруди очищення є дещо нижчим, порівняно із кларієвим сомом та тиляпіями, тоді як навантаження за амонійним Нітрогеном на одиницю згодованого корму – приблизно однаковим. Водночас, оскільки щільність посадки товарної групи риб, яка забезпечує основне навантаження на блок очищення оборотної води, є порівняно низькою (60-100 кг/м³), а гідравлічний режим має забезпечувати рівень водообміну в 30-45 хв, концентрації основних забруднень у воді також будуть нижчими. При організації водозабезпечення у проточному режимі було здійснено оцінку потенційного навантаження на споруди для біологічного очищення води (табл.5.6).

Передбачені для очищення оборотної води даного господарства споруди – барабанний фільтр-проціджувач та зрошуваний біофільтр, згідно попередніх розрахунків, мали забезпечити повторне використання води в межах 85-90% (лімітуючим забрудненням є нітрати, що мають утворюватись в процесі нітрифікації амонійного Нітрогену у біофільтрі). Розрахунок проведено відповідно до методики (додаток Т). Денітрифікацію даною схемою очищення не передбачено, тому після очищення у біофільтрі воду подавали на обробку ультрафіолетовими променями, після чого вона самопливом надходила у ємність для аерації, терморегуляції та змішування з підживлювальною водою.

Таблиця 5.6.

Показники води УЗВ для вирощування стерляді у проточному режимі

Показник	Одиниці виміру	Вода басейнів	
		на вході	на виході
1	2	3	4
Температура	°C	16-22	16-24
Розчинений кисень	мг/дм ³	6-8	4-5
Завислі речовини	мг/дм ³	3-5	40-75
pH	-	7,2-7,8	6,9-7,7
БСК ₅	мг/дм ³	3-8	12-20
ХСК	мг/дм ³	20-33	45-75
Амоній (NH ₄ ⁺)	мг/дм ³	0,19-0,3	0,51-2,3
Нітрит (NO ₂ ⁻)	мг/дм ³	0,05-0,2	0,1-0,3
Нітрат (NO ₃ ⁻)	мг/дм ³	20-35	30-40

За результатами аналізу ефектів очищення у спорудах виявлено характерні для традиційної технології проблемні аспекти: низька ефективність нітрифікації, утворення значної кількості відходів. До того ж, негативний вплив нітратів на представників осетрових, зазначений в [59], зумовлює необхідність інтенсивної підміни води у басейнах при появі тенденцій до їх накопичення. Пропозиції представників фірми, що займається монтажем обладнання, збільшити гідравлічне навантаження на біофільтр приводили до інтенсивного вимивання біоплівки з завантаження. Внаслідок цього ефект нітрифікації не збільшувався, а ефект очищення за показниками ХСК та БСК знижувався до 15-20% та 22-25%, відповідно. Додаткове забруднення води амонійним Нітрогеном відбувалось у барабанному фільтрі. При використанні кормів торгівельної марки «Aller Aqua» на барабанному фільтрі з розмірами вічка фільтруючої сітки у 40 мкм з 1 кг згодованого корму затримували, в середньому 480 г, нерозчинених забруднень (зольністю 9-11%, вологістю 95-96%). Домішки, що затримувались на сітці та мали б бути відведені на стабілізацію, накопичувались у збірному каналі та в процесі контакту з циркуляційною

водою інтенсивно її забруднювали. Результати дослідження показників води в процесі її очищення представлено у табл. 5.7.

Таблиця 5.7.

Ефективність очищення оборотної води
за традиційною схемою в УЗВ для вирощування стерляді

Показник	Одиниці виміру	Вода басейнів	
		на вході	на виході
1	2	3	4
Завислі речовини	мг/дм ³	3-5	40-75
рН	-	7,0-7,7	6,5-7,5
БСК ₅	мг/дм ³	12-18	24-30
ХСК	мг/дм ³	20-30	50-90
Амоній (NH ₄ ⁺)	мг/дм ³	0,14-0,2	2-4,3
Нітрат (NO ₃ ⁻)	мг/дм ³	40-75	45-85
Фосфати	мг/дм ³	3-18	15-25

Зазначені у таблиці показники забезпечувались при щоденному скиді не менше 15% від загального об'єму води (осад після біофільтра, мулова суміш з барабанного фільтра) та компенсації даного об'єму водою з підземного джерела водопостачання.

Для очищення оборотної води за розробленою технологічною схемою (рис. 5.6), у даному господарстві барабанний фільтр було замінено префільтром з проціджувальною поверхнею з латунного дроту розмірами вічка 0,3 мм. Через порівняно невисоку виробничу потужність підприємства (проектна потужність становить 4 т риби на рік), для накопичення та стабілізації утворених твердих відходів запроектовано муловий майданчик. У подальшому стабілізовані відходи можна використовувати в якості сільськогосподарських добрив під час вегетаційного періоду. В ролі біореактора першого ступеня влаштовано біореактор з волокнистим носієм типу «Вія», куди іммобілізовано черевоногих молюсків.

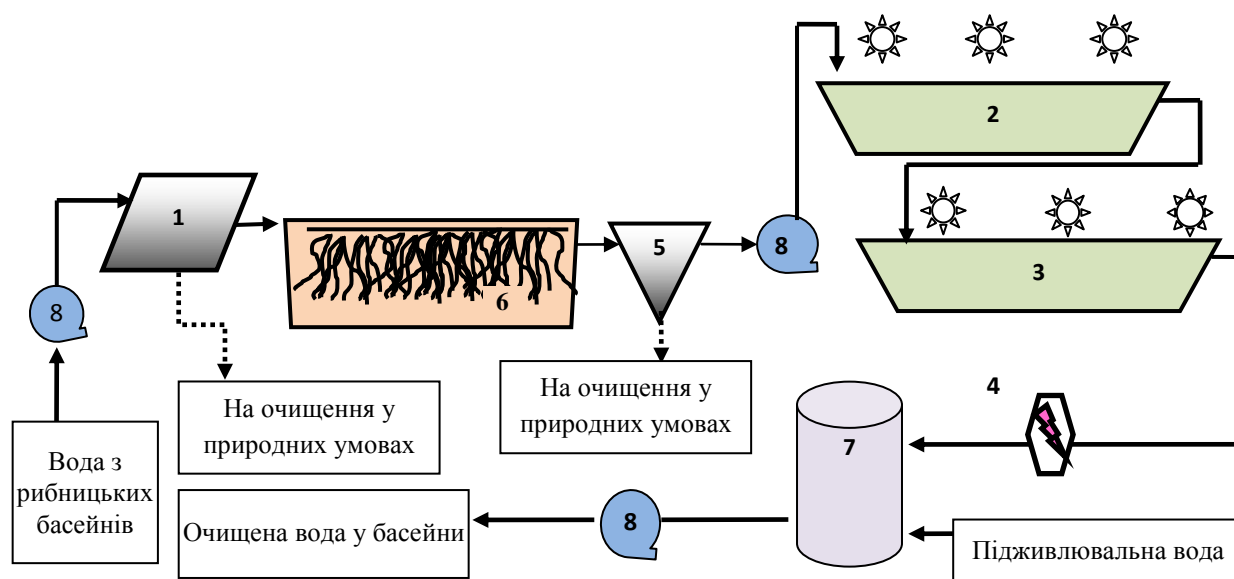


Рис. 5.6. Схема технології очищення оборотної води осетрового господарства малої потужності: 1– сітчастий фільтр; 2, 3– фітореактор; 4 – споруди для знезараження оборотної води; 5 – відстійник; 6 – біореактор з волокнистим носієм; 7 – блок терморегуляції та аерації; 8 – насос

Конфігурація існуючого приміщення, де розташований блок відновлення якості води, не дозволила влаштувати там фітореактор з необхідною для забезпечення заданих ефектів видалення Нітрогену площею, – проектом системи очищення було передбачене місце для біофільтра робочою висотою 2 м. Тому, в межах даного господарства, було прийняте рішення про влаштування двох послідовно з'єднаних фітореакторів, причому фітореактор I ступеня розташовувався над другим, що забезпечувало самопливне надходження води в останній. Попри зростання витрат на освітлення, було досягнуто максимально ефективного використання наявних площ. Крім того, фітореактор II ступеня дозволив використовувати у процесах видалення амонійного Нітрогену чутливіші до забруднень види – ряску триборозенчасту, пістію. У подальшому він може бути переобладнаний у аквапонну систему для вирощування декоративних рослин, оскільки приріст біомаси ряскових в умовах осетрового

господарства перевищує потребу у них об'єктів вирощування. Альтернативним рішенням, що також має економічне обґрунтування, є паралельне вирощування в межах господарства тиляпій, які здатні споживати рослинні корми практично без обмежень.

У результаті реконструкції існуючих очисних споруд за розробленою технологією частку повторно використаної води у господарстві вдалося збільшити до 92% при одночасному покращенні показників оборотної води та зниженні кількості утворених відходів (табл. 5.8).

Таблиця 5.8.

Ефективність очищення оборотної води у осетровому господарстві
за розробленою технологією

Показник, од. вим.	Значення показників води на виході із споруд				
	Басейни	Сітчастий фільтр	Біореактор	Фітореактор I	Фітореактор II
1	2	3	4	5	6
ЗР, мг/дм ³	130	80-100	20-40	20-30	15-20
БСК ₅ , мг/дм ³	15-25	15-25	5-15	5-10	3-8
ХСК, мг/дм ³	25-55	40-70	20-55	15-40	10-25
NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	0,25-0,5	-	0,4-0,8	0,1-0,4	0,03-0,01
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	20-35	-	25-40	10-30	8-17
PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	2-7	-	4-10	1-3	0,1-5

При очищенні оборотної води більш потужних комплексів з вирощування осетрових, що мають у своїй структурі інкубаційний цех та здійснюють вирощування товарної молоді, схема технології очищення оборотної води буде відрізнятися включенням додаткових біореакторів, що дозволять культивувати у процесі очищення води цінні кормові організми для молоді осетрових (рис. 5.7).

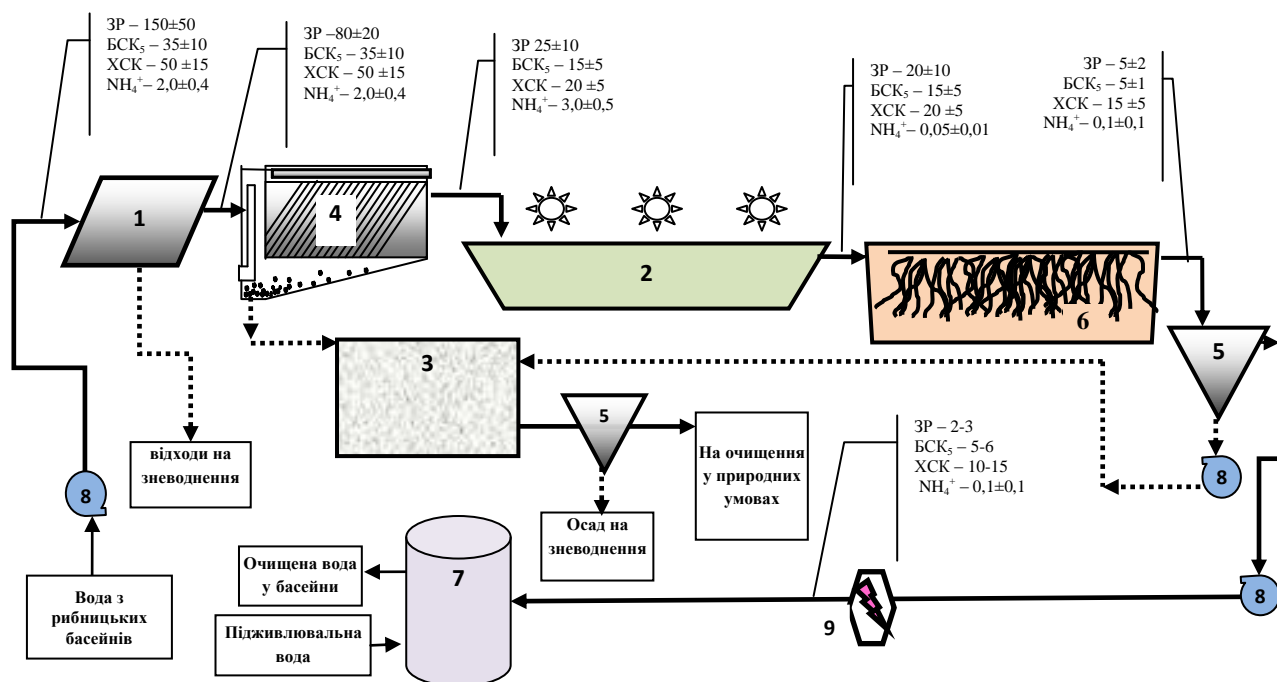


Рис. 5.7. Схема технології багатостадійного біологічного очищення оборотної води УЗВ для осетрових (концентрації забруднень в мг/дм³):

- 1 – сітчастий фільтр; 2 – фітореактор; 3 – затоплений біофільтр;
 4 – біореактор похилими полицями; 5 – відстійник; 6 – біореактор з волокнистим носієм; 7 – блок терморегуляції та аерації;
 8 – насос, 9 – споруди для знезараження оборотної води

Необхідність забезпечувати підтримку концентрації розчиненого кисню у воді рибницьких басейнів на рівні 6-8 мг/дм³ є основною причиною його доволі високих концентрацій у циркуляційній воді, що надходить на очищення. Тому у біореакторі I рівня потреби у аерації здебільшого не виникає. Біореактор з похилими полицями (4), з іммобілізованими червононогими молюсками (фізи або катушки), забезпечує видалення близько 65% завислих речовин. Укрупнені та частково мінералізовані домішки у вигляді концентрованої мулової суміші подаються у затоплений біофільтр (3). Доочищення за БСК₅ та ХСК відбувається у біореакторі із волокнистим носієм (6), у склад біоценозу якого включено вищих ракоподібних.

Для забезпечення заданого ефекту очищення за амонійним Нітрогеном у 97-98%, тривалість перебування води у фітореакторі (2) необхідно збільшити до 1 години, таким чином розрахункове гідравлічне навантаження на споруду буде становити $0,2-0,3 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$. З метою ефективнішого використання наявних площ, фітореактор доцільно розташовувати над іншими спорудами біологічного очищення або використовувати конструкції комбінованих споруд.

Як підтверджує практика, помірний температурний режим осетрових господарств із замкнутим водозабезпеченням є причиною зниження швидкостей асиміляції основних біогенних елементів рослинами. Відповідно, при зниженні температури води УЗВ до 14-16 °С, інтенсивність асиміляції ряскою амоній-йону за незмінних умов освітлення та концентрацій забруднень знизиться пропорційно уповільненню їх темпів росту (рівняння 4.29). Водночас, зниження температури води приведе також і до уповільнення обмінних процесів у риб, що відобразиться на обсягах споживання кормів. У зв'язку з руховою активністю енергетичні втрати риб, у порівнянні з рослинами, будуть вищими. Тому можна очікувати, що очисна потужність фітореактора у холодну пору забезпечить необхідний ефект видалення сполук Нітрогену.

Оскільки згодовувати ряску осетровим можна у доволі обмежених кількостях (2-5% від маси риб за добу), доцільним може виявитись культивування у полікультурі з ряскою малою повітряно-водних рослин, питома біомаса яких на одиницю площі фітореактора може досягати 8 кг/м^2 і більше. Збільшити питому біомасу рослин на одиниці площі реактора можна також шляхом культивування у споруді ще одного виду ряскових – ряски триборозенчастої, яка здатна розвиватись у товщі води. Даний вид є доволі чутливим до вмісту у воді органічних забруднень, тому для його ефективного культивування мають бути забезпечені мінімальні показники ХСК, БСК та завислих речовин.

Осетрові проявляють підвищену чутливість до вмісту Феруму у воді, тому заборі підживлювальної води з підземного джерела водопостачання у таких

господарствах рекомендують влаштовувати системи знезалізнення. У багатьох випадках витрати пов'язані із знезалізненням підживлювальної води, суттєво впливають на собівартість вирощеної продукції, знижують її конкурентоспроможність. Розроблена технологія багатостадійного очищення, що включає видалення сполук Нітрогену вищими водними рослинами, дозволяє використовувати в якості підживлювальної воду з вмістом Феруму загального в межах 2-5 мг/дм³. У такому разі підживлювальна вода після нагріву подається безпосередньо у фітореактор, де змішується з оборотною водою, яка надходить на очищення. Внаслідок розбавлення та асиміляції рослинами, концентрація Феруму у очищені воді не перевищуватиме допустимих для риб меж.

5.6. Розробка технології очищення оборотної води господарств з вирощування продукції декоративної аквакультури

Розведення та вирощування об'єктів декоративної аквакультури у спеціалізованих господарствах в нашій державі характеризується вкрай незначними обсягами та асортиментом. Перспективи розвитку таких господарств суттєво залежать від економічної ситуації в Україні, а їх конкурентоспроможність на внутрішньому та світовому ринках – від банківського курсу національної валюти. На даний момент найбільшими виробничими потужностями та обсягами використаної води характеризуються господарства з вирощування декоративних порід коропа та карася золотого для присадибних водойм. Також зростає актуальність проблеми відтворення у штучних умовах цінних та зникаючих видів риб з метою їх інтродукції у природні водойми України [328-334]. Останній вид діяльності здійснюється виключно під егідою державних програм захисту та збереження водних живих ресурсів внутрішніх водойм, закордонних грантових програм зі збереження біорізноманіття. При розведенні та вирощуванні в межах УЗВ зникаючих та потребуючих охорони видів з метою їх подальшої інтродукції у природні водойми, до завдань інтегрованої аквакультури може входити культивування

тих кормових організмів, якими дані види риб харчуються у природі, з метою підвищення рівня адаптації таких риб до кормової бази водойм. У весняно-літній період основна частина кормових організмів, здатних розвиватись у забрудненій воді рибиницького господарства, може культивуватись у спорудах, розташованих поза приміщенням ферми. Годівля риб такими кормами сприяє кращій адаптації молоді до умов водойм, куди вони будуть інтродуковані. Окрім того, поступово вони можуть набувати імунітету до окремих видів інфекційних хвороб, оскільки не виключається занесення у господарство їх збудників із живими кормами, вирощеними під відкритим небом.

Технологія розведення та вирощування декоративних риб в цілому схожа на технологію вирощування промислових видів. Основними відмінностями є порівняно низькі щільності посадки риб на одиницю об'єму води, що, залежно від виду, можуть становити 5-20 кг/м³, та пов'язане із цим зниження кратності водообміну.

Оскільки пік попиту на продукцію декоративної аквакультури, що утримується у присадибних водоймах, припадає на весняний період, господарства з розведення декоративних коропів та карасів характеризуються сезонними змінами потужності. Тому технологія очищення оборотної води таких господарств має передбачати суттєві коливання обсягів води впродовж року. Економічно обґрунтованим є забезпечення очищення води у весняно-літній період в природних умовах, що суттєво знизить вартість відновлення її якості. Так, у період максимального водоспоживання у господарстві може бути задіяна система ветландів, де перебування води буде визначатись, залежно від інтенсивності протікання процесів самоочищення. Альтернативним шляхом видалення з води продуктів метаболізму риб є інтегрована у господарство система аквапоніки, де вирощують декоративні рослини. У такому випадку відпадає необхідність у створенні ветландів, вирощена в межах аквапоніки продукція дозволить покращити результати економічної діяльності господарства. Для забезпечення збільшення очисної потужності системи у весняно-літній період можна передбачити культивування декоративних

повітряно-водних рослин для присадибних водойм, на які попит характеризується аналогічною сезонністю.

При вирощуванні об'єктів декоративної аквакультури занесення із живими кормами будь-яких збудників хвороб чи паразитів є вкрай небажаним, тому такі корми краще піддавати глибокій заморозці та згодовувати поступово впродовж року. Також, для зниження ризиків появи заразних хвороб у господарстві, очищену у природних умовах воду перед подачею у ємності для вирощування риб слід піддати обробці ультрафіолетовим опроміненням або озоном [335, 336].

Оскільки у більшість ємностей для вирощування декоративних риб встановлюють помпи для забезпечення перемішування води із одночасною аерацією, що обладнуються системою механічної фільтрації, потреба у включенні додаткових методів механічного очищення у технології відновлення якості води відпадає. Основною задачею технології водоочищення є глибоке очищення від сполук Нітрогену та Фосфору. Інтегрована система аквапоніки для вирощування декоративних водних та повітряно-водних рослин потребуватиме ретельнішого контролю роботи та через періодичне вилучення біомаси рослин може характеризуватись певними коливаннями очисної потужності. Водночас, економічна ефективність її функціонування буде значно вищою, порівняно із схемою очищення води у фітореакторі із рясковими. Головними перевагами останнього способу відновлення якості води є надійність та ефективність очищення за основними біогенними елементами, простота у регулюванні очисної потужності споруди та можливість ефективного використання приросту біомаси рослин у разі розведення та вирощування декоративних риб для присадибних водойм, зокрема й цінних зникаючих видів [337, 338].

5.7. Розробка технологічної схеми комплексного очищення оборотної води та мінералізації утворених відходів у інтегрований в УЗВ системі аквапоніки

Основним завданням при розробці схеми очищення оборотної води УЗВ, що включатиме інтегровану систему аквапоніки, є забезпечення комплексної обробки утворених відходів відповідно до принципів ІМТА. Ефективність функціонування традиційної аквапонної системи, включеної в один контур з рибницьким господарством, обмежується потребою у зміні окремих параметрів води (рН, вміст макро- та мікроелементів, температура) перед подачею до кожної групи культивованих об'єктів [232, 339, 340]. З огляду на те, основним виробничим процесом у даному випадку є вирощування продукції рибництва, систему аквапоніки рекомендують проектувати відповідно до потенційного навантаження за сполуками Нітрогену та Фосфору. Очевидно, що відмінність складу забрудненої води від потреби різних видів рослин у співвідношенні макро- та мікроелементів зумовлять потребу у використанні не тільки реагентів для стабілізації рН, а й підживленні дефіцитними сполуками. У протилежному випадку продукція, вирощена у системі аквапоніки не задовольнятиме вимогам до її якості та темпів росту. Зокрема, це стосується й такого важливого у живленні рослин елементу як Ферум [341]. Водночас, будь-які реагенти, що вносяться у воду замкнутого контуру становлять потенційну загрозу для самопочуття риб, що потребує жорсткого контролю їх залишкових концентрацій на виході з системи аквапоніки. Тому досвід експлуатації сучасних інтегрованих комплексів у більшості випадків характеризує їх функціонування як своєрідний компроміс між потребами та обмеженнями двох культивованих груп.

При розробці схеми комплексного очищення оборотної води ми поставили за основне завдання досягнути найвищого рівня конверсії незасвоєних рибами компонентів корму, що складають основу забруднень оборотної води, при мінімальних витратах та впливу на навколишнє середовище. Досягнення поставленої задачі, на нашу думку, можливе лише за умови комплексної та багатостадійної трансформації органічних та мінеральних забруднень у цінну біомасу харчової та кормової продукції [342, 343]. Відповідно, очищена оборотна вода у такому випадку набуває найвищих

кондицій якості за більшістю показників, а утворені тверді відходи характеризуються мінімальними обсягами та високою зольністю.

Розроблена схема (рис. 5.8) передбачає видалення амонійного Нітрогену та розчинених фосфатів у фітореакторі з рясковими, та двоступеневе очищення оборотної води від дрібнодисперсних та розчинених органічних сполук у аеробних біореакторах з інертним носієм.

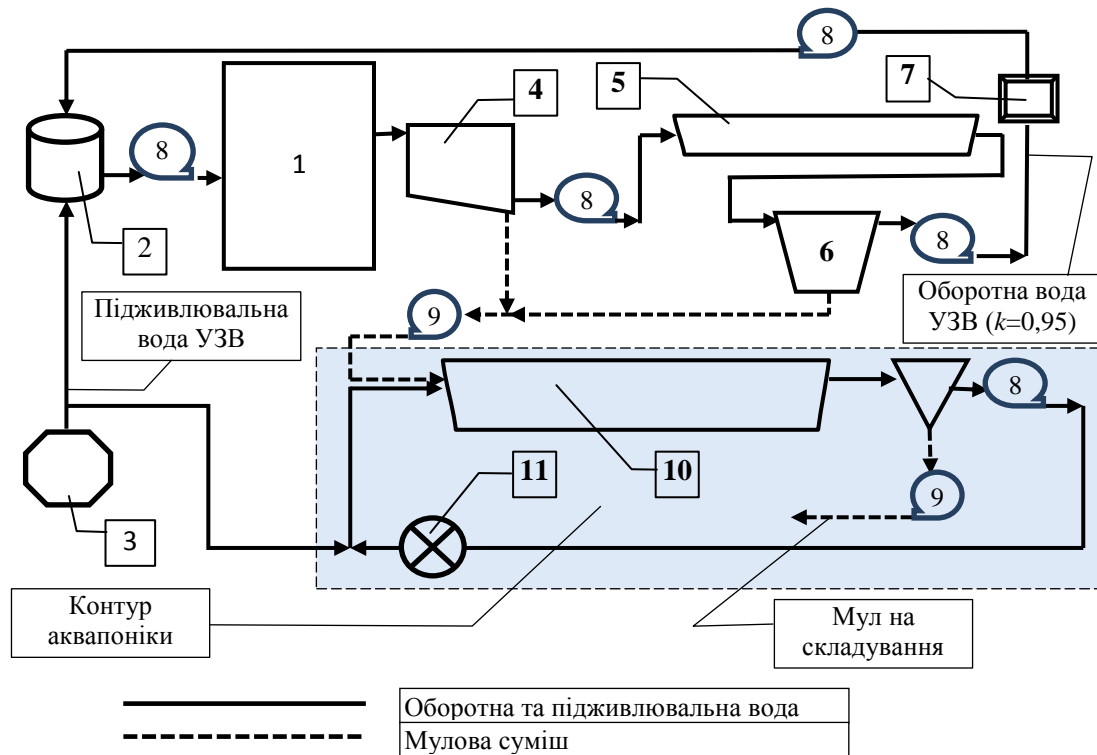


Рис. 5.8. Принципова схема водоочищення УЗВ з інтегрованим комплексом аквапоніки: 1 – басейни; 2 – блок терморегуляції та аерації; 3 – споруди водопідготовки природного джерела водопостачання; 4 – біореактор I ступеня; 5 – фітореактор з рясковими; 6 – біореактор II ступеня; 7 – споруди знезараження оборотної води; 8 – насоси водного контуру; 9 – мулові насоси; 10 – аквапонна система; 11 – блок дозування добрив та реагентів

Характерною особливістю схеми є відокремленість контуру УЗВ від системи аквапоніки, адже вода з мулом, що надходить в останню, не повертається у басейнове господарство. Відведена у вигляді мулової суміші вода компенсується за рахунок підживлювальної води з природного джерела водопостачання, обсяг якої для більшості УЗВ становить 5-15% від загальної витрати води у контурі. Доцільність такого технологічного рішення

пояснюється багатьма чинниками. По-перше, у контурі УЗВ існує чітка тенденція до накопичення сполук, що важко окислюються (гумінові, фульвокислоти та ін.). Таким чином, з метою недопущення зростання їх концентрацій до критичних значень, необхідно скидати частину оборотної води та розбавляти її за рахунок підживлювальної. По-друге, низька ефективність зневоднення утворених відходів також зумовлює часткові втрати води у контурі УЗВ. Окрім того, внаслідок такого розділення потоків знижуються обсяги забруднень, що надходять в оборотну воду внаслідок переходу у розчинену форму частини твердих забруднень (фекалій та залишків кормів). Таким чином, у системі аквапоніки створюється власний контур, який поповнюється за рахунок мулистий суміші та підживлювальної води для забезпечення УЗВ.

Схеми комплексного очищення оборотної води рибницьких господарств дозволяють вирішити й інше важливе питання, пов'язане з потребою забезпечення людства якісною білковою продукцією. Численні дослідження відповідності складу ряскових потребам людського організму довели перспективність культивування даних рослин як альтернативи класичним сільськогосподарським культурам. Практичний досвід окремих країн Азії підтверджує доцільність використання ряскових не тільки як кормової культури, а й харчової добавки та цінної складової у фармакології. Необхідно зазначити, що у разі вирощування ряскових в умовах відкритих водойм гостро постає проблема забезпечення необхідних санітарно-гігієнічних умов для можливості її вживання як харчової продукції. Також жорсткими будуть і вимоги щодо природи внесених поживних елементів для рослин. додатковими обмежуючими чинниками виступатимуть також гідрохімічні показники водойми, ризики надходження у неї стоків із сільськогосподарських угідь. Відповідно, доцільність вирощування ряскових у відкритих водоймах з неконтрольованим гідрохімічним та санітарним режимом виявляється вкрай сумнівною для країн Європи, попри існуючу практику такого виробництва в Азії. Запропонована нами схема комплексного очищення дозволяє створити умови, сприятливі для вирощування ряскових у ролі цінної харчової продукції.

Чи не єдиними заходами для забезпечення належної санітарної чистоти вирощених у інтегрованому комплексі рослин є встановлення перед фітореактором споруд з озонування води. Економічне обґрунтування таких новаторських для України кроків лежить у площині порівняння вартості кормів, які можна заощаджувати при згодовуванні риbam приросту ряски, та вартості ряски у аспекті харчової продукції.

Для окремих господарств, що спеціалізуються на вирощуванні осетрових, вугра та форелі, більш ефективним може виявитись «компромісне» рішення, адже значна частина приросту рослин після переробки може бути включена до складу тістоподібних кормів, що виготовляються у місцевих умовах.

Підвищення коефіцієнту рециркуляції до 98-99% для будь якої замкнутої системи з вирощування гідробіонтів супроводжується суттєвим зростанням вартості видалення з оборотної води забруднень, що пов'язано із тенденцією до накопичення у воді органічних сполук, що важко окислюються. Запропонована схема дозволяє забезпечити найвищу ефективність використання води з природного джерела при коефіцієнті рециркуляції в межах 90-92% та, одночасно, характеризується, нижчими поточними витратами на очищення води. Необхідно зазначити, що даний підхід до водокористування може бути використаний у більшості гідропонних систем, у яких вирощують сільськогосподарську продукцію, –включення рибницьких басейнів у контур з метою продукування макроелементів для рослин підвищує конкурентоздатність вирощеної продукції, підвищує її якість та екологічність.

Оскільки мулиста суміш, що подається у систему аквапоніки, проходить часткову стабілізацію за рахунок мінералізації детриту моллюсками біореактора I ступеня, її можна розглядати як стабілізований потік, що містить поживні для рослин компоненти. За результатами проведених нами досліджень зольність таких відходів становить 45-60%. Також у відстійну зону потраплятимуть частки відмерлої біоплівки реактора. Потік, що відводиться з відстійної зони біореактора II ступеня (6), відрізнятиметься вищим ступенем зольності нерозчинених домішок (60-70%).

Не менш вагомими перевагами у порівнянні з оборотною водою УЗВ є те, що мулиста суміш містить значно більше сполук Фосфору та Калію. Відомо, що основна частина калію виводиться рибами у нерозчиненому вигляді, а концентрації розчинених солей Калію в оборотній воді становлять 1,5-2,5 мг/л. Оскільки для аквапонної системи рекомендується діапазон у 74-390 мг/л, його дефіцит у традиційних інтегрованих комплексах компенсується за рахунок введення реагентів. Серед потенційно цінних елементів у зв'язаному стані з муловою сумішшю до рослин надходитимуть залізо, магній, кальцій, мідь та цинк, які містяться у спеціалізованих кормах для риб і також переважно виводяться у нерозчиненому стані. Винесені з відстійника аквапонної системи (10) мінералізовані домішки спрямовують на складування або використання в якості добрив на полях. Відділена від такого мулу вода може бути спрямована на доочищення у природних умовах або використана для технічних потреб у рибницькому господарстві.

Внаслідок пасивної нітрифікації безпосередньо у лотках аквапонної системи до кореневої системи надходитимуть нітрати. Відповідно до особливостей вимог окремих культур щодо співвідношення окремих макро- та мікроелементів у поживних розчинах та залежно від технології вирощування продукції рибництва у контур аквапоніки можна вносити дефіцитні елементи без ризику для риб. Обсяг води, що циркулюватиме у системі аквапоніки, визначатиметься необхідною кратністю розбавлення мулистої суміші з метою створення оптимальних умов для рослин. Також при виборі інертного матеріалу для утримання кореневої системи необхідно зважати й на порівняно високі концентрації у такій воді нерозчинених домішок. Накопичені у ґрунтовій суміші мінералізовані частки видаляються механічно на етапі вилучення рослин після завершення фази плодоношення або у процесі перезапуску системи.

Особливої актуальності дана схема набуває при очищенні оборотної води потужних рибогосподарських комплексів, адже у такому разі обсяги мулової суміші, що утворюється при очищенні води дозволять організувати

вирощування декількох культур, що будуть відрізнятись потребами у мікро- та мікроелементах та більш ефективно засвоювати присутні у воді сполуки.

Оскільки різні сільськогосподарські культури відрізняються потребами у макро- та мікроелементах, подальші наші дослідження будуть зосереджені на визначенні груп та оптимальних співвідношень рослин, що забезпечать високу ефективність використання мулової суміші з УЗВ в якості основного поживного субстрату.

Висновки

1. Відмінності у концентраціях забруднень УЗВ різних профілів зумовлюють потребу у розробці модифікованих схем багатостадійного біологічного очищення, що враховують вимоги різних видів риб до якості очищеної оборотної води та їх особливості метаболізму.
2. Доцільність розділення потоків при очищенні оборотної води УЗВ з вирощування кларієвого сома зумовлена підвищеним вмістом нерозчинених домішок, зокрема слизу, та низькою ефективністю їх видалення при використанні відстійників або барабанних фільтрів.
3. Реконструкція існуючих очисних споруд УЗВ, працюючих за технологією нітрифікації із подальшою денітрифікацією передбачає переобладнання біофільтра-нітрифікатора у затоплений біофільтр та влаштування фітореактора для видалення амонійного Нітрогену. На базі модернізованого поличного відстійника у біореактор забезпечується очищення від розчинених та дрібнодисперсних органічних сполук.
4. В результаті реалізації концепції мультитрофічної аквакультури при очищенні оборотної води УЗВ зростає біомаса кормових організмів, що забезпечують конверсію незасвоєних рибами компонентів кормів у доступну форму. Залежно від об'єкта вирощування до процесів очищення оборотної води необхідно долучити види, які представляють кормову цінність саме для даної групи риб.

5. Технологія багатостадійного біологічного очищення забезпечує необхідний ефект видалення забруднень з оборотної води УЗВ різних профілів для можливості повторного використання 90% і більше оборотної води. Технологічні схеми вирощування рибницької продукції, притаманні форелевим господарствам, зумовлюють доцільність використання комбінованих методів, що поєднують процеси самоочищення у природних умовах з контрольованими процесами видалення сполук Нітрогену та Фосфору у замкнутих штучних екосистемах.

РОЗДІЛ 6

ТЕХНІКО-ЕКОНОМІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ РОЗРОБЛЕНОЇ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ ОБОРОТНОЇ ВОДИ УЗВ

Економічна ефективність розробленої технології багатостадійного очищення оборотної води УЗВ базується на декількох аспектах, пов'язаних із зниженням витрат на видалення основних забруднень та одночасним покращенням кондицій її якості порівняно із традиційною технологією нітри-денітрифікації. Успішна реалізація концепції інтегрованої мультитрофічної аквакультури у замкнутому контурі УЗВ дозволяє отримувати не відходи, що потребують обробки та утилізації, а цінну біомасу кормових організмів, одночасно з утворенням значно менших об'ємів стабілізованих осадів. Отже, своєрідна конверсія незасвоєних рибами компонентів корму забезпечує зниження витрат, пов'язаних з годівлею риб та утилізацією осадів. Вагомою перевагою запропонованої технології є її екологічна чистота та надійність. Дані чинники пов'язані з відсутністю ризиків отруєння риб нітратами та залишковими концентраціями внесених у воду реагентів, що використовуються в технології нітри-денітрифікації (метанол, оцтова кислота та ін.). Очевидно, що у даний спосіб покращується і якість вирощеної рибницької продукції.

Виходячи з вищесказаного, обґрунтування економічної доцільності розробленої біотехнології може здійснюватись за декількома складовими: еколого-технологічною, нормативно-правовою та виробничою.

Сутність еколого-технологічного аспекту обґрунтування вирощування рибницької продукції в УЗВ пов'язана з потребою господарства, незалежно від коефіцієнту рециркуляції, у підживлювальній воді, її якістю та потужністю водоносного пласта. Очевидно, що більш ефективна технологія водоочищення відкриє для підприємства більші можливості щодо нарощування виробничих потужностей, що, у свою чергу, дозволить покращити фінансові показники діяльності. Водночас, розрахунок таких показників має бути прив'язаний до

конкретних умов. Отже, й ефективність за даною складовою може суттєво відрізнятись залежно від розташування рибицького комплексу.

Нормативно-правова база діяльності УЗВ в Україні, на відміну від країн ЄС, залишається недостатньо врегульованою. Очевидні переваги для країн Європи можуть бути пов'язані як із зниженням плати за скид у природні водойми біогенних елементів, так і з зменшенням обсягів води з природного джерела водопостачання пропорційно до одиниці вирощеної продукції. Дана складова може виявитись достатньо вагомою після інтеграції України до ЄС та ратифікації відповідної нормативної бази. Окрім того, актуальні у Європі заходи з обмеження чи заборони на використання в якості інгредієнту рибицьких комбікормів кісткового борошна стимулюватимуть пошуки до підвищення ефективності засвоєння рибами найбільш цінних компонентів.

На даний момент, виробнича складова являє собою найбільш вагому у економічному обґрунтуванні розробленої технології водоочищення, адже вона відображається як на витратах з відновлення якості оборотної води, так і на ефективності використання кормів у господарстві. Відповідно до аналізу собівартості продукції, вирощеної у рибицьких господарствах індустріального типу, витрати на корми становлять 55-70%. Отже, отримання в процесі очищення оборотної води біомаси очисних агентів, яка може бути використана в якості кормових організмів, дозволяє суттєво знизити головну статтю витрат у собівартості рибицької продукції. Додавання у раціон товарних груп кларієвого сома та тиліпій сирої біомаси рясок дозволяє знизити витрати комбікормів на 20%. Враховуючи, що на дану розмірно-вагову групу припадає 80-90% від усієї маси корму, який згодовується, можна прогнозувати зниження витрат на комбікорми за рахунок ряски на 16-18%.

Додаткова економія досягається за рахунок використання як тваринної підкормки біомаси молюсків та ракоподібних, але їх приріст в умовах інтегрованої системи не в змозі буде забезпечити потенційну потребу у таких живих кормах. Враховуючи результати експериментальних досліджень з ефективності очищення оборотної води у біореакторі з волокнистим носієм або

у біореакторі з похилими полицями, у раціоні риби приріст біомаси молюсків може становити 1-4%. Суттєва економія у витратах на стартові корми може досягатися за рахунок згодовування рибакам біомаси аулофоруса [339]. Попри відносно незначний очисний потенціал даних олігохет за нерозчиненими органічними забрудненнями, доцільність його включення у процеси очищення води обґрунтовується високою кормовою цінністю для молоді риби на ранніх етапах онтогенезу.

Простота апаратного оформлення розробленої технології дозволить суттєво скоротити амортизаційні відрахування на основне обладнання, підвищити надійність його роботи. Собівартість очищення води знизиться також за рахунок відсутності потреби у використанні реагенту – метанолу.

Економічний ефект розробленої технології у порівнянні з традиційною (базовою) технологією нітри-денітрифікації залежатиме не лише від планової потужності рибницького господарства, а й від його профілю. Тому в роботі здійснено техніко-економічне порівняння технологій для УЗВ, що вирощують найбільш перспективні об'єкти індустріального рибництва: кларієвого сома, тиляпій та осетрових.

Економічна ефективність розробленої технології визначалась на основі порівняння з технологією нітри-денітрифікації, в межах якої розраховували необхідні параметри для забезпечення належного очищення води за умови повторного використання 90% від загального об'єму. Витрати на водопідготовку підживлювальної води умовно можна прийняти однаковими в обох варіантах. Також рівними прийнято витрати на оплату праці персоналу, оскільки штат та кваліфікацію в обох варіантах можна вважати незмінними. Розрахунок витрат на корми здійснено на основі прайсів дистриб'юторів основних торгівельних марок рибницьких кормів – «Aller Aqua», «Coppens», «Biomar».

Капітальні витрати на спорудження блоку очищення оборотної води було визначено, згідно з вартістю основного обладнання та витрат на його монтаж. При цьому такі складові елементи технології водоочищення, як збірний

резервуар, блок терморегуляції, споруди для знезараження будуть в обох технологіях однаковими. Відповідно, витрати, пов'язані із такими елементами, у розрахунки не включали. Ціни агрегатів та обладнання для очищення води було взято з комерційних пропозицій спеціалізованих фірм.

6.1. Техніко-економічне порівняння варіантів очищення оборотної води УЗВ з вирощування кларієвого сома

Економічна ефективність розробленої технології при реалізації на господарствах з вирощування кларієвого сома розрахована для УЗВ виробничою потужністю 45 т/рік. Робоча температура води в басейнах – 26°C. Для годівлі риб використовують корм Aller Silver крупністю від 2 до 6 мм, залежно від розмірно-вагових категорій риби. Відповідно до технології вирощування даного об'єкта, добова потреба у кормі становить 150 кг. Загальний об'єм басейнів – 122 м³. Витрата оборотної води у господарстві у період максимального завантаження – 90 м³/год. В якості підживлювальної води використовують воду з підземного джерела водопостачання. Добова потреба у підживлювальній воді – 1,1 м³/доб.

Монтаж споруд для обробки оборотної води здійснюють на відокремленій території приміщення ферми. Умовно прийнято, що вартість монтажу та запуску обладнання для очищення води, включаючи комунікації та додаткове оснащення, в обох технологіях будуть рівними.

Відповідно до традиційної технології, до блоку очищення води включено наступні споруди:

- 4 барабанні фільтри (розмір вічка фільтрувальної поверхні – 70 мкм), пропускну здатністю 25 м³/год;
- біофільтр-нітрифікатор, що складається з 2 секцій об'ємом по 9 м³ кожна, з пластмасовим завантаженням;
- 2 вторинних відстійники (вертикальних) об'ємом по 26 м³ кожний;

- 4 денітрифікатора об'ємом по 24 м^3 з псевдозрідженим шаром з системами введення метанолу;
- вторинні відстійники після денітрифікатора об'ємом по 18 м^3 ;
- насоси для подачі води у біофільтр та денітрифікатор;
- споруди для віддувки утвореного газоподібного Нітрогену та продуктів анаеробних процесів у денітрифікаторі – градирня або контактний резервуар з системою пневматичної аерації. Для даного варіанту умовно прийнято, що з метою економії коштів віддувку буде здійснено у збірно-накопичувальному резервуарі, куди надходить підживлювальна вода.

Оскільки утворені у процесі очищення осади потребують стабілізації, на території підприємства необхідно влаштувати мулові майданчики. Їх площу визначають з урахуванням того, що у зимовий період осади накопичуються, їх мінералізація відбувається у весняно-літній період.

Капітальні витрати та відрахування на амортизацію за даним варіантам представлено у табл. 6.1.

Таблиця. 6.1.

Капітальні витрати на обладнання за традиційною технологією

Склад споруд	Технічні характеристики	Кількість, шт	Загальна вартість, тис. грн.	Витрати на амортизацію, тис. грн./рік
1	2	3	4	5
Барабанний фільтр	Продуктивність 25 м ³ /год	4	278	13,9
Біофільтр-нітрифікатор	V= 18 м ³	2	38	1,9
Насос для подачі води у біофільтр	Q = 40 м ³ /год, H= 16 м, P = 2,2 кВт	2	64	6,4
Завантаження для біофільтра	Пластикові кільця Felix	18 м ³	25,56	1,25
Відстійник	V= 40 м ³	2	16	0,8
Денітрифікатор	–	4	88	4,4
Насос для подачі води у денітрифікатор	Q = 42 м ³ /год, H= 5,5 м, P = 0,55 кВт	2	53	5,3
Дозатор метанолу	–	1	17	1,7
	Разом		579,56	35,65

Для реалізації запропонованої технології у даному господарстві передбачено наступний перелік споруд та обладнання:

- сітчастий фільтр з розміром вічка 200 мкм, пропускною здатністю 24 м³/год;
- біореактор з волокнистим носієм «Вія» – 4 секції об'ємом по 8 м³;
- затоплений біофільтр з керамзитовим завантаженням об'ємом 10 м³;
- фітореактор коридорного типу з системою штучного освітлення;
- насоси для подачі води у фітореактор, біореактор з волокнистим носієм та затоплений біофільтр.

Таблиця 6.2.

Капітальні витрати на розроблену технологію

Склад споруд	Технічна характеристика, термін експлуатації	Кількість, шт	Загальна вартість, тис. грн.	Витрати на амортизацію, тис. грн./рік
1	2	3	4	5
Сітчастий фільтр	Продуктивність 25 м ³ /год	2	28,1	2,81
Біореактор з волокнистим носієм	V= 8 м ³	4	21	2,1
Відстійник	V= 10 м ³	2	16	0,8
Фітореактор	F= 60 м ²	4	44	2,2
Система освітлення фітореактора	Діоди, P= 2,2 кВт	4 лінії по 10 м	48	4,8
Затоплений біофільтр	V= 10 м ³	1	27	2,7
Насоси для подачі води у біореактор та фітореактор	Q = 42 м ³ /год, H= 5,5 м. P = 0,55 кВт	4	92	9,2
Насос для подачі води у біофільтр	Q = 11 м ³ /год, H= 10 м. P = 0,37 кВт	1	12	1,2
	Разом:		282,1	25,81

Основними експлуатаційними витратами при вирощуванні сомових в УЗВ є витрати на корм, також вагому статтю складають вартість енергоносіїв. При порівнянні експлуатаційних витрат за даними варіантами було узято до уваги, що розроблена технологія дозволить скоротити витрати на комбікорм мінімум на 15% за рахунок згодовування сомам вирощеної у фітореакторі ряски. Додаткова економія коштів на стартові корми (більше 50%) досягається шляхом вирощування біомаси аулофоруса.

Оскільки в процесі розробленої технології утворюються осади з зольністю 50% і вище, вони не потребуватимуть стабілізації. У традиційній технології

затримані на барабанному фільтрі нерозчинені забруднення та у вторинних відстійниках осади мають пройти стабілізацію. У подальшому вони можуть перекачуватись на мулові майданчики для зневоднення та подальшого використання як добрив. Очевидно, що витрати на утилізацію твердих відходів при реалізації традиційної технології водоочищення будуть значно вищими. Додатковий економічний ефект від впровадження розробленої технології в межах даного техніко-економічного порівняння не проводився.

Поточні витрати на електроенергію у варіантах розраховані за діючим тарифом для промислових підприємств Рівненської області (м. Рівне) та Івано-Франківської обл. (м. Снятин) чинних з 1.05.2017 р.

Зниження енерговитрат у розробленій технології досягається за рахунок використання насосів із нижчим робочим напором. Для роботи зрошуваного біофільтра необхідно подавати воду крізь розбризкуючі форсунки, тоді як подача води у фітореактор здійснюється через розподільний трубопровід. Також традиційна технологія характеризується додатковими витратами на обертання барабану механічного фільтра та роботу системи форсунок для промивки фільтруючої поверхні. Оскільки освітлення фітореактора у господарстві, на базі якого проводили порівняльні розрахунки, буде забезпечено лише завдяки штучній інсоляції, розрахункова тривалість періоду освітлення прийнята рівною 14 годин на добу.

Таблиця 6.3.

Експлуатаційні витрати за традиційною технологією

Показник	Місячна потреба	Вартість од., грн	Витрати на місяць, тис. грн	Річні витрати, тис. грн
1	2	3	4	5
Корм, кг				
Продукційний	4500	52	249,6	2995,2
Електроенергія кВт/міс				
Барабанний фільтр	690	0,1862	0,128	1,54
Насос біофільтра	3168		0,6	7,08
Насос денітрифікатора	792		0,147	1,77
Реагенти, кг				
Метанол	1193,4	29,5	35,21	422,46
			Разом	3428,1

Таблиця 6.4.

Експлуатаційні витрати за розробленою технологією

Показник	Місячна потреба	Вартість од., грн	Витрати на місяць, тис. грн		Річні витрати, тис. грн
1	2	3	4		5
Корм, кг					
Продукційний	4080	52		212,16	2545,92
Електроенергія кВт/міс					
Насос фітореактора	792	0,1862	0,147		1,77
Насос біореактора	792		0,147		1,77
Насос біофільтра	266		0,05		0,6
Освітлення	924		0,172		1,54
				Разом	2551,16

Приведені річні витрати за статтями, що відрізняються для порівнюваних технологій, обраховано за формулою:

$$ПВ = B_a + B_{\text{експл}}, \quad (5.1)$$

де ПВ – приведені річні витрати за варіантом, тис. грн./рік;

B_a – амортизаційні відрахування, тис. грн./рік;

$B_{\text{експл}}$ – експлуатаційні витрати за варіантом, тис. грн./рік.

Відповідно, для даного підприємства приведені витрати за варіантами будуть складати:

Традиційна технологія:

$$ПВ_1 = 35,65 + 3428,1 = 3463,7 \text{ (тис. грн./рік)}.$$

Розроблена технологія:

$$ПВ_2 = 25,81 + 2551,16 = 2576,97 \text{ (тис. грн./рік)}.$$

Річний економічний ефект від впровадження розробленої технології розраховано за формулою:

$$ЧП = ПВ_1 - ПВ_2 \quad (5.2)$$

Для варіантів, що порівнюються, річний прибуток складе:

$$ЧП = 3041,68 - 2576,97 = 883,73 \text{ (тис. грн./рік)}$$

Необхідно зазначити, що розроблена технологія має додаткові переваги за рахунок економії капітальних витрат на спорудження блоку очищення води (близько 300 тис. грн.), це дозволяє ефективніше використати наявні кошти та скоротити термін окупності підприємства.

6.2. Техніко-економічне порівняння варіантів очищення оборотної води УЗВ з вирощування стерляді

Розрахунок економічної ефективності розробленої технології для очищення оборотної води осетрових господарств проведено на базі УЗВ з вирощування стерляді потужністю 20 тонн на рік. Термін вирощування до товарної ваги – 1 рік. Товарна вага стерляді становить 1,2-1,5 кг. Відповідно до технології вирощування стерляді в УЗВ та розрахунку необхідних ємностей (додаток К), максимальна витрата оборотної води у господарстві становитиме 290 м³/год. Загальний об'єм басейнів – 220 м³. Середньодобова потреба у комбікормі 65 кг/доб.

Економічну ефективність розробленої технології у даному випадку визначено у порівнянні з схемою нітрифікації, що включає барабанний механічний фільтр та біофільтр з плаваючим інертним завантаженням. Нітрати як кінцевий продукт, що утворюється в процесі очищення від амонійного Нітрогену, виступають лімітуючим забрудненням. Тому для зниження їх концентрації у оборотній воді проектом передбачено розбавлення підживлювальною водою в межах 15% від загального об'єму басейнів кожної доби. Забір води здійснюють з підземного джерела водопостачання на глибині близько 48 м. При коефіцієнті повторного використання води $\kappa_{circ}=0,85$ добова потреба у свіжій воді становитиме 33 м³. Пропорційну частину забрудненої води планують скидати у біоставок на території господарства, який виконуватиме роль накопичувача у зимовий період. Температурний режим осетрових господарств характеризується значно нижчими витратами на підігрів води порівняно із УЗВ для вирощування кларієвого сома та тиляпій. Оскільки витрати на очищення оборотної води в більшості випадків суттєво не відрізняються, такий крок є економічно обґрунтованим. Потенційна екологічна загроза внаслідок потрапляння скидної води у природні водойми має бути мінімізована об'ємом штучної водойми та заходами з інтенсифікації процесів самоочищення. Окрім того, при відхиленні температури води у меншу сторону

від діапазону температурного оптимуму, осетрові уповільнюють темпи росту. Причому кількість кормів, яка споживається, зменшується не пропорційно. Таким чином, в окремих випадках доцільність підтримки належного температурного режиму у осетрових УЗВ обґрунтована зростанням питомого приросту біомаси на одиницю спожитого комбікорму.

У зведені таблиці для відрахування амортизаційних витрат (табл. 6.5 та табл. 6.6) споруди та вузли, що є однаковими в обох технологіях, не вносили.

Таблиця 6.5.

Капітальні витрати на обладнання за традиційною технологією

Склад споруд	Технічні характеристики	Кількість, шт	Загальна вартість, тис. грн.	Витрати на амортизацію, тис. грн. /рік
1	2	3	4	5
Барабанний фільтр	Продуктивність $50 \text{ м}^3/\text{год}$	5	486	48,6
Біофільтр-нітрифікатор	$V = 90 \text{ м}^3$	2	270	18
Насос для подачі води у біофільтр	$Q = 48 \text{ м}^3/\text{год}$, $H = 21 \text{ м}$, $P = 3 \text{ кВт}$	6	228	15,2
Завантаження для біофільтра	Пластмасові кільця	11 м^3	15,95	0,8
Вторинний відстійник	Вертикальний, $V = 30 \text{ м}^3$	10	230	23
Дозатор вапна		1	17	1,7
	Разом		1246,95	107,3

Схема очищення розробленої технології включає 6 сітчастих фільтра пропускною здатністю $50 \text{ м}^3/\text{год}$; 4 біореактори з похилими полицями об'ємом по 20 м^3 ; фітореактор коридорного типу загальної площею 24 м^2 ; затоплений біофільтр з керамзитовим завантаженням об'ємом 6 м^3 ; вторинний відстійник об'ємом $0,8 \text{ м}^3$; біореактор з волокнистим носієм коридорного типу загальним

об'ємом 100 м^3 ; блок терморегуляції та аерації, куди подається підживлювальна вода; споруди для знезараження оборотної води ультрафіолетовими променями та циркуляційні насоси.

Таблиця 6.6.

Капітальні витрати за розробленою технологією

Склад споруд	Технічні характеристики	Кількість, шт	Загальна вартість, тис. грн.	Витрати на амортизацію, тис. грн. /рік
1	2	3	4	5
Сітчастий фільтр	$50 \text{ м}^3/\text{год}$	4	32	3,2
Біореактор з волокнистим носієм з зоною відстоювання	$V = 22 \text{ м}^3$	8	360	18
Фітореактор	$F = 120 \text{ м}^2$	5	140	7
Система освітлення фітореактора	Діоди, $P = 6 \text{ кВт}$	5 ліній по 30 м	180	18
Вертикальний осьовий насос / фітореактор	$Q_{\text{макс}} = 150 \text{ м}^3/\text{год},$ $H = 2,6 \text{ м}$ $P = 1,4 \text{ кВт}$	2	94	6,27
Вертикальний осьовий насос / біореактор	$Q = 150 \text{ м}^3/\text{год},$ $H = 5,5\text{-}3 \text{ м}$ $P = 5 \text{ кВт}$	2	128	8,53
	Разом:		934	61

Таблиця 6.7.

Експлуатаційні витрати за традиційною технологією

Показник	Місячна потреба	Вартість од., грн	Витрати на місяць, тис. грн	Річні витрати, тис. грн
1	2	3	4	5
Корм, кг				
Продукційний	1950	78	152,1	1825,2
Стартовий	12	1480	17,76	213,12
Електроенергія кВт/міс.				
Барабанний фільтр	690	0,1862	0,128	1,54
Насос біофільтра	12960		2,41	28,96
			Разом	2069

Оскільки розроблена технологія дозволяє знижувати кількість кормів на вирощування товарної продукції, дану статтю також включено у таблицю для визначення експлуатаційних витрат по кожному з варіантів. Для годівлі запроєктовано використання продукційного корму торгівельної марки «Сорpens» (Нідерланди) з вмістом білків 45%. При згодовуванні ряски осетровим прогнозується зниження витрат на корми на 5%. Як і попередньому варіанті порівняння технологій, зниження витрат електроенергії при реалізації технології багатостадійного очищення забезпечено завдяки використанню низьконапірних насосів.

Приріст біомаси ряскових при очищенні оборотної води осетрового господарства буде перевищувати максимально можливу кількість, яку можна згодувати риbam. Згідно досліджень, частка ряскових у раціоні товарної групи осетрових може становити 5-7%. Відповідно до розрахунків, при ефекті видалення з оборотної води амонійного Нітрогену в межах 92-95%, добовий приріст ряски становитиме близько 9,5 кг сирової ваги. За наявності поруч з господарством будь-якого тваринницького комплексу або птахоферми реалізація надлишкової кількості рослин дозволить отримати додаткові прибутки.

Таблиця 6.8.

Експлуатаційні витрати за розробленою технологією

Показник	Місячна потреба	Вартість од., грн	Витрати на місяць, тис. грн	Річні витрати, тис. грн
1	2	3	4	5
Корм, кг				
Продукційний	1853	78	144,5	1733,9
Стартовий	6	1480	8,88	106,56
Електроенергія кВт/міс				
Насос фітореактора	2016	0,1862	0,375	4,51
Насос біореактора	7200		1,340	16,09
Освітлення фітореактора	1728		0,322	3,86
			Разом	1864

Альтернативним рішенням в умовах осетрових господарств є вирощування у незначних об'ємах теляпій, які повністю споживатимуть приріст ряскових та дозволять підприємству вирощувати додаткову продукцію з низькою собівартістю. Більш економічно вигідним рішенням може бути вирощування частини самок осетрових до дозрівання статевих продуктів. У такому разі приріст ряскових також буде повністю використано в якості додаткового раціону до основного комбікорму.

Приведені витрати за варіантами очищення води осетрового господарства розраховано аналогічно попередньому порівнянню (5.1):

Традиційна технологія:

$$ПВ_1 = 107,3 + 2069 = 2176,3 \text{ (тис. грн./рік).}$$

Розроблена технологія:

$$ПВ_2 = 61 + 1864 = 1925 \text{ (тис. грн./рік).}$$

Річний економічний ефект від впровадження розробленої технології розраховано за формулою 5.2:

$$\text{ЧП} = \text{ПВ}_1 - \text{ПВ}_2 = 2176,3 - 1925 = 251,3 \text{ (тис. грн./рік)}.$$

Даний економічний ефект від впровадження розробленої технології для очищення оборотної води осетрового господарства супроводжується зниженням утворених відходів та зростанням рівня їх мінералізації. Також реалізація багатостадійної технології очищення у даному варіанті дозволить збільшити коефіцієнт повторного використання води з 0,85 до 0,90-0,92, що знизить витрати на перекачування, підігрів та водопідготовку підживлювальної води на 30-45%. Окрім того, температурний режим господарства дозволяє розглядати зведення фітореакторів з рясковими у відокремленому парниковому комплексі з прозорим дахом, що дозволить знизити енерговитрати на освітлення споруди та вирощувати додаткову рослинницьку продукцію.

Висновки

1. Економічна ефективність розробленої технології при реалізації в УЗВ, незалежно від профілю господарства, забезпечується декількома ключовими чинниками: зниженням капітальних витрат зведення блоку очищення оборотної води, зниженням питомих витрат електроенергії для забезпечення процесів очищення, економією на реагентах, отриманням кормової біомаси, що забезпечує зниження витрат на годівлю.

2. Надійність у роботі, простота апаратного оформлення та екологічна чистота розробленої біотехнології мінімізують ризики втрат підприємства, пов'язані з неналежною ефективністю видалення основних забруднень, надходженням у воду басейнів залишків реагентів.

3. Згідно проведених розрахунків, розроблена технологія на кожні 10 тонн товарної продукції дозволяє знизити приведені витрати, залежно від профілю УЗВ, на 100-250 тис. грн./рік, у порівнянні з традиційною технологією.

4. Технологію багатостадійного біологічного очищення оборотної води УЗВ впроваджено у проектні рішення господарств з вирощування кларієвого сома (с. Дядьковичі Рівненського р-ну та с. Іващуки Радивилівського р-ну Рівненської обл.), стерляді (м. Снятин Івано-Франківської обл.) та бестера (с. Шпанів Рівненської обл.) виробничими потужностями від 12 до 45 т на рік.

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

У роботі науково обґрунтовано, розроблено та впроваджено технологію багатостадійного біологічного очищення оборотної води з використанням гідробіонтів різних трофічних груп, яка вирішує важливу народногосподарську проблему очищення оборотної води рибницьких господарств індустріального типу для можливості її повторного використання.

1. На підставі аналізу джерел літератури, враховуючи результати роботи існуючих очисних споруд установок із замкнутим водопостачанням (УЗВ), визначено причини низької ефективності класичної технології очищення оборотної води індустріальних рибницьких господарств. Підтверджено, що якість рибницьких кормів та їх біохімічний склад безпосередньо впливають на кількість органічних забруднень оборотної води.

2. Сформовано і теоретично обґрунтовано концепцію багатостадійного біологічного очищення оборотної води з використанням інтегрованої мультитрофічної аквакультури, що дозволяє в процесі деструкції забруднень забезпечити ефективну конверсію незасвоєних рибами компонентів корму та їх розчинених метаболітів у біомасу очисних організмів, приріст яких використовується для підгодівлі культивованих риб.

3. Запропоновано використання для біологічного очищення водних рослин та безхребетних, які характеризуються високим біотрансформаційним потенціалом і мають кормову цінність для риб; встановлено умови їх культивування в очисних спорудах для найбільш ефективної деструкції забруднюючих речовин, визначено послідовність процесів їх трансформації у технології багатостадійного біологічного очищення оборотної води УЗВ.

4. На підставі проведених експериментальних досліджень визначено очисну потужність за амонійним Нітрогеном фітореактора з плаваючими водними рослинами, яка, залежно від гідравлічного навантаження, питомої біомаси на одиницю площі та режиму освітлення, становить 8-14 гNH₄⁺/(м²·доб). Встановлено, що при інтенсивності освітлення в межах 4200-6600 Лк для забезпечення раціональної величини очисної потужності за

сполуками Нітрогену тривалість періоду освітлення фітореактора має становити 10-14 годин на добу.

5. Теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено, що при очищенні води від сполук Нітрогену у фітореакторі відбувається одночасне поглинання рослинами фосфатів. Доведено, що ефективність процесу залежить від співвідношення у воді сполук Нітрогену та Фосфору та потреб рослин, які використовують як очисні агенти.

6. Експериментально встановлено, що використання черевоногих молюсків у біореакторі з інертним носієм типу «Вія» або похилими пластиковими полицями забезпечує зниження приросту біоплівки та мінералізацію сорбованих на поверхні носія забруднень, внаслідок чого утворені відходи мають кращі седиментаційні властивості, зольність осадів підвищується до 45-60%, а їх об'єм зменшується у 2,5-3 рази. Встановлено, що при подачі оборотної води УЗВ з величиною БСК₅ в межах 25-120 мг/дм³ окисна потужність становить від 80 до 220 г/(м³·доб), досягнуто ефект очищення за БСК₅ в межах 80-90%.

7. Обґрунтовано доцільність включення вищих ракоподібних та водних олігохет у ценоз біореакторів другого ступеня з метою зниження кількості утворених відходів та конверсії незасвоєних рибами компонентів корму. Завдяки включенню у технологію очищення оборотної води біореакторів другого ступеня досягнуто необхідний рівень очищення за показниками БСК₅ та ХСК, забезпечено зниження кількості утворених відходів та отримання додаткової біомаси очисних агентів, які використовують як кормові організми.

8. Розроблено конструкції біореакторів для культивування визначених груп очисних агентів з метою очищення оборотної води. Запропоновано методики розрахунків фітореактора з плаваючими водними рослинами, біореактора з похилими полицями та біореактора з волокнистим носієм типу «Вія» для очищення оборотної води. Методики використано при проектуванні споруд багатостадійного біологічного очищення оборотної води господарств з вирощування осетрових та кларієвого сома.

9. Розроблено технологію багатостадійного біологічного очищення оборотної води УЗВ для вирощування найбільш перспективних об'єктів індустріального рибництва, яка забезпечує у порівнянні з традиційною зниження витрат на очищення на 35-45%; забезпечення економії комбікормів на 10-20%; зменшення об'ємів утворених відходів у 2,5-3 рази з одночасним підвищенням їх зольності з 10-12% до 45-60%. Технологію багатостадійного біологічного очищення оборотної води впроваджено у чотирьох рибницьких господарствах індустріального типу, що підтверджено актами впровадження у двох господарствах з вирощування осетрових та двох – з вирощування кларієвого сома. Основні технологічні та конструкторські рішення також впроваджено в проекті будівництва та реконструкції ОС м. Дубно та смт. Смига Рівненської обл., смт. Шацьк, баз відпочинку оз. Світязь і с. Світязь Волинської обл., що підтверджено актами впровадження.

10. Запропоновані технічні рішення щодо реконструкції існуючих споруд для очищення оборотної води УЗВ з метою реалізації нової багатостадійної технології на основі концепції ІМТА дозволяють підвищити ефективність очищення води за основними показниками (ЗР , NH_4^+ , PO_4^{3-} , ХСК , БСК_5), скоротити енерговитрати на відновлення якості води до нормативних вимог на 25-30% та забезпечити надійну роботу очисних споруд.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Брайнбалле Я. Руководство по аквакультуре в установках замкнутого водоснабжения / Я. Брайнбалле ; пер. с англ. – Копенгаген: Eurofish international organization, 2010. – 70 с.
2. Recirculating Aquaculture Systems / [Timmons M. B, Ebeling J. M., Wheaton F. W. et al]. – NY, Ithaca : NRAC Publication no. 01–002, Cayuga Aqua Ventures, 2001. – 650 p.
3. Фильтрация и многократное использование воды рыбоводными хозяйствами / «Хайдротек АБ», 2014. [Электронный ресурс] – Режим доступа:
http://www.aquafeed.ru/sites/aquafeed.ru/files/prezentaciya_hydrotech_2.pdf
4. The State of World Fisheries and Aquaculture / Food and Agriculture Organization of the United Nations. – Rome, Italy. – 2012. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.un.org/youthenvoy/2013/09/fao-food-and-agriculture-organization-of-the-united-nations/>
5. Багров А. М. Пресноводная аквакультура страны / А. М. Багров, В. М. Воронин // Рыбное хозяйство. – 1989. – № 8. – С. 14–16.
6. Киселев А. Ю. Био-экологические технологии промышленного производства объектов аквакультуры / А. Ю. Киселев, В. И. Филатов, В. Н. Коваленко, В. Н. Борщев // Инженерная экология. – 1996. – № 2. – С. 60–67.
7. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems / J. J. Elser, M. E. S. Bracken, E. E. Cleland [et al.] // Ecology Letters. – 2007. – Vol. 10. – P. 1135–1142.
8. Water quality and waste production in a recirculating trout–culture system with feeding of a higher–energy of a lower–energy diet / J. M. Heinem, J. A. Hankins, P. R. Adler // Aquacult. Res. – 1996. – 27, № 9. – P. 699–710.
9. Cripps S. J. Reductions in wastes from aquaculture / S. J. Cripps, L. A. Kelly // Aquaculture and Water Resource Management: Oxford, UK. – 1996. – P. 166–201.

10. Turcios A. E. Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents – What Can We Learn from the Past for the Future? / Ariel E. Turcios, Jutta Papenbrock // Sustainability. – 2014. – 6. – P. 836–856;
11. Intensification of land based aquaculture production in single pass and reuse systems / J. P. Blancheton, R. Piedrahita, E. H. Eding [et al.] // Aquacultural Engineering and Environment, Asbjorn Bergheim (Ed.). Research Signpost, Kerala, India. – 2007. – P. 21–47.
12. Проскуренко И. В. Замкнутые рыбоводные установки / И. В. Проскуренко – Москва : ВНИРО, 2003 – 152 с.
13. Bregnballe J. A Guide to Recirculation Aquaculture. An introduction to the new environmentally friendly and highly productive closed fish farming systems / Jacob Bregnballe – FAO and EUROFISH, 2015. – 97 p.
14. Экологические аспекты современных технологий охраны водной среды / под ред. В. В. Гончарука. К. : Наукова думка, 2005. – 399 с.
15. Walsh P. J. Nitrogen Metabolism and Excretion / Walsh P. J., Wright P. A. – USA, Florida : CRC Press, 1995. – 352 p.
16. Losordo T. M. Recirculating aquaculture production systems: The status and future / T. M. Losordo // Aquaculture Magazine. – 1998. – P. 38–45.
17. Kelly L. A. Particle size distribution of wastes from freshwater fish farms / Kelly L.A., Bergheim A., Stellwagen J. // Int. J. Aquaculture. – 1997. – 5. – P. 65–78.
18. Chen S. Sludge production and management for recirculating aquacultural systems / S. Chen, D. E. Coffin, R. F. Malone // J. World Aquacult. Soc. – 1997. – 28. – P. 303–315.
19. Masser M. P. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems. Management of Recirculating Systems / M. P. Masser, J. Rakocy, T. M. Losordo. – USDA : SRAC Publication No. 452, 1999. – 12 p.
20. Leenhouwers J. I. Digesta characteristics and performance of African catfish (*Clarias gariepinus*) fed cereal grains that differ in viscosity / Jascha I.

- Leenhouwers, Menno ter Veld, Johan A.J. Verreth, Johan W. Schrama // *Aquaculture*. – 2007. – 264 (1-4). – P. 330–339.
21. Glencross B. The influence of soluble and insoluble lupin non-starch polysaccharides on the digestibility of diets fed to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) / Brett Glencross // *Aquaculture*. – 2009. – 294 (3–4). – P. 256–262.
 22. Lochmann R. Multi-batch catfish production and economic analysis using alternative (low-cost) diets with corn gluten feed and traditional diets with meat and bone meal / Rebecca Lochmann, Carole Engle, Ganesh Kumar et al. // *Aquaculture*. – 2012. – 34. – P. 366–367
 23. Thoman E. S. A nitrogen budget for a closed, recirculating mariculture system / E. S. Thoman, E. D. Ingall, D. A. Davis, C. R. Arnold // *Aquacult. Eng.* – 24. – 2001. – P. 195–211.
 24. Hagopian D. S. A closer look at the bacteriology of nitrification / D. S. Hagopian and J. G. Riley // *Aquacultural Engineering*. – 1998. – 18. – P. 223–244.
 25. Grguric G. Biological denitrification in a closed seawater system / G. Grguric, S. S. Wetmore, R. W. Fournier // *Chemosphere*. – 2000. – 40. – P. 549–555.
 26. Martins C. I. M. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability / C. I. M. Martins, E. H. Eding, M. C. J. Verdegem [et al.] // *Aquacultural Engineering*. – 2010. – Volume 43. – Issue 3. – P. 83–93.
 27. *Recirculating Aquaculture*. / [Timmons M. B., Ebeling J. M., Wheaton F. W. et al.]. – 2nd Edition. – Ithaca : NRAC Publication No. 01–002. Cayuga Aqua Ventures, 2007. – 948 p.
 28. Chen S., Stechey D., Malone R. F. Suspended solids control in recirculating aquaculture systems / *Aquaculture water reuse systems: Engineering design and management*. M. B. Timmons and T. M. Losordo. Amsterdam, The Netherlands, Elsevier., 1997. – 27. – P. 61–100.
 29. Foy R. H. Loadings of nitrogen and phosphorus from a Northern Ireland fish farm / R. H. Foy, R. Rosell // *Aquaculture*. – 1991. – 96. – P. 17–30.

30. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production / R. Crab, Y. Avnimelech, T. Defoirdt [et al.] // Aquaculture. – 2007. – 270. – P. 1–14.
31. Cripps S. J. Multi–Stage Waste Reduction Technology for Land–Based Aquaculture / S. J. Cripps, A. Bergheim // Proceedings of The Scandinavian Association of Agricultural Scientists: In Technical Solutions in the Management of Environmental Effects of Aquaculture. – Seminar No. 258 (Helsinki, Finland, 13–15 September 1995). – P. 50–61.
32. Cripps S. J. Solids management and removal for intensive land–based aquaculture production systems / S. J. Cripps, A. Bergheim // Aquacult. Eng. – 2000. – 22. – P. 33–56.
33. Summerfelt S. T. A hydroacoustic waste feed controller for tank systems / S. T. Summerfelt, K. H. Holland, J. A. Hankins, M. D. Durant // Water Sci. Tech. – 1995. – 31. – P. 123–129.
34. Schneider Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems / O. Schneider, V. Sereti, E. H. Eding, JAJ. Verreth // Aquac Eng. – 2005. – 32. – P. 379–401.
35. Dietary carbohydrate composition can change waste production and biofilter load in recirculating aquaculture systems / Andre Meriac, Ep H. Eding, Johan Schrama, Andries Kamstra, Johan AJ Verreth // Aquaculture. – 2014. – 254. – P. 420–421.
36. Åsgård T. Dietary phosphorus requirement of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* L. / T. Åsgård, K. D. Shearer // Aquaculture Nutr. – 1997. – 3. – P. 17–23.
37. Brune D. E. Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems / D. E. Brune, G. Schwartz, A. G. Eversole, J. A. Collier, T. E. Schwedler // Aquac. Eng. – 2003. – 28. – P. 65–86.
38. Kelly L. A. Predicting output of ammonium from fish farms / L. A. Kelly, A. Bergheim, M. M. Hennessy // Water Res. – 1994. – 28. – P. 1403–1405.

39. Bergheim A. Sludge removal from salmonid tank effluent using rotating microsieves / A. Bergheim, S. Sanni, G. Indrevik, P. Hølland // *Aquacult. Eng.* – 1993. – 12. – P. 97–109.
40. Bergheim A. Treatment and Utilization of Sludge from Landbased Farms for Salmon / Bergheim A., Kristiansen R., Kelly L. A. // In *Techniques for Modern Aquaculture, Proceedings of an Aquaculture Engineering Conference* (Spokane, WA, USA, 21–23 June 1993), Wang, J.–W., Ed.; American Society of Agriculture Engineers: St. Joseph, MI, USA. – 1993. – P. 486–495.
41. Новоженин Н. П. Рыбоводно–биологические нормативы по выращиванию карпа, форели в установках с замкнутым циклом водоснабжения / Новоженин Н. П., Филатов В. И., Петров Ф. А. [и др.]. – М. : ВНИИПРХ. – 1985. – 16 с.
42. Bodvin T. Clean technology in aquaculture: a production without waste products / T. Bodvin, M. Indergaard, E. Norgaard [et al.] // *Hydrobiologia.* – 1996. – 327. – P. 83–86.
43. Kamstra A. Top eel farm upgrades effluent treatment in Netherlands / A. Kamstra, E. H. Eding, O. Schneider // *Global Aquaculture Advocate.* – 2001. – 4. – P. 37–38.
44. Twarowska J. G. Water treatment and waste characterization evaluation of an intensive recirculating fish production system / Twarowska J. G., Westerman P. W., Losordo T. M. // *Aquacultural Engineering.* – 1997. – 16. – P. 133–147.
45. Barak Y. Phosphate removal in a marine prototype recirculating aquaculture system / Y. Barak, E. Cytryn, I. Gelfand [et al.] // *Aquaculture.* – 2003. – 220. – P. 313–326.
46. Гогина Е. С. Удаление биогенных элементов из сточных вод : монография / Е. С. Гогина – М. : МГСУ, 2010. – 120 с.
47. Martins C. I. M. The accumulation of substances in Recirculating Aquaculture Systems (RAS) affects embryonic and larval development in common carp *Cyprinus carpio* / C. I. M. Martins, M. G. Pistrin, S. S. W. Ende [et al.] // *Aquaculture.* – 2009. – 291. – P. 65–73.

48. Rishel K. L. Screening and evaluation of alum and polymer combinations as coagulation/flocculation aids to treat effluents from intensive aquaculture systems / K. L. Rishel, J. M. Ebeling // J. World Aquacult. Soc. – 2006. – 37. – P. 191–199.
49. Rodehutscord M. Effects of supplemental microbial phytase on phosphorus digestibility and utilization in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) / M. Rodehutscord, E. Pfeffer // Water Sci. Technol. – 1995. – 31. – P. 143–147.
50. Rodehutscord M. Reduced protein content and use of wheat gluten in diets for rainbow trout: effect on water loading with N and P / M. Rodehutscord, S. Mandel, E. Pfeffer // J. Appl. Ichthyol. – 1994. – 10. – P. 271–273.
51. Экологический справочник для рыбоводной промышленности Северо-Запада России / Тапио Киуру, Йоуни Виелма, Юха-Пекка Туркка [и др.]. – [Перевод Lingoneer Oy и Dogico Oy]. – НИИ охотничьего и рыбного хозяйства Финляндии. – Helsinki: Нукупайно, 2013. – 109 с.
52. Уитон Ф. Техническое обеспечение аквакультуры / Ф. Уитон. – Москва : Агропроииздат. – 1985. – 528 с.
53. Феофанов Ю. А. Блок очистки воды промышленных рыбоводных хозяйств / Ю. А. Феофанов, В. П. Голосун // Рыбохозяйственное использование внутренних водоёмов. – Вып.12. – №76. – Москва : ЦНИИТЭИРХ. 1984. – С. 1–6.
54. Феофанов Ю. А. Основные закономерности механической и биологической очистки оборотной воды в рыбоводных системах / Ю. А. Феофанов, В. П. Голосун, С. М. Палашин // Сб. научн. труд. «Технические средства марикультуры». – М. : Изд-во ВНИРО. – 1986 – С. 158–169.
55. Chen S. Suspended solids characteristics from recirculating aquaculture systems and design implications / S. Chen, M. B. Timmons, D. J. Aneshansley and J. J. Bisogni // Aquaculture. – 1993. – 112. – P. 143–155.
56. Cripps S. J. Serial particle size fractionation and characterisation of an aquacultural effluent / S. J. Cripps // Aquaculture. – 1995. – 133. – P. 323–339.

57. Brinker A. Optimised effluent treatment by stabilised trout faeces / A. Brinker, W. Koppe, R. Rösch // *Aquaculture*. – 2005. – 249. – P. 125–144.
58. Camargo J. A. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates / J. A. Camargo, A. Alonso, A. Salamanca // *Chemosphere*. – 2005. – 58. – P. 1255–1267.
59. Hamlin H. J. Nitrate toxicity in Siberian sturgeon (*Acipenserbaeri*) / H. J. Hamlin // *Aquaculture*. – 2006. – 253. – P. 688–693.
60. McGurk M. D. Acute and chronic toxicity of nitrate to early life stages of lake trout (*Salvelinus namaycush*) and lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) / M. D. McGurk, F. Landry, A. Tang, C. C. Hanks // *Environ. Toxicol. Chem.* – 2006. – 25 (8). – P. 2187–2196.
61. van Bussel C. G. J. Short communication: The chronic effect of nitrate on production performance and health status of juvenile turbot (*Psetta maxima*) / C. G. J. van Bussel, J. P. Schroeder, S. Wuertz, C. Schulz // *Aquaculture*. – 2012. – 326–329. – P. 163–167.
62. Otte G. Management of closed brackish–watersystem for high density fish culture by biological and chemical water treatment / G. Otte, H. Rosenthal // *Aquaculture*. – 1979. – 18. – P. 169–181.
63. Honda H. High density rearing of Japanese Flounder, *Paralichthys olivaceus* with a closed seawater recirculation system equipped with a denitrification unit / H. Honda [et al] // *Suisanzoshoku*. – 1993. – 41. – P. 19–26.
64. Fivelstad S. Sublethal effects and safe levels of ammonia in seawater for Atlantic salmon post-smolt (*Salmo salar* L.) / S. Fivelstad, J. Schwarz, H. Stromsnes // *Aquacultural Engineering*. – 1995. – 14 (3). – P. 271–280.
65. The farming of Arctic charr. Technical Institute of Iceland, the Holar University College and The Aquaculture Development Centre of Ireland. (November 2007 – January 2008) [Электронный ресурс]. – Режим доступа до ресурсу: <http://www.holar.is/~aquafarmer/>

66. Киселев А. Ю. Агрогидроэкосистема: безотходное производство сельскохозяйственной рыбной продукции / А. Ю. Киселев, В. Н. Коваленко, В. А. Борщев [и др.] // Рыбоводство. – 1997. – № 2. – С. 13.
67. Алахов О. Б. Конкурс рыбоводных установок / О. Б. Алахов, Ю. И. Орлов // Рыбное хозяйство. Сер. Аквакультура. – М. : ВНИЭРХ. – 1991. – Вып. 1. – 26 с.
68. Андросов С. А. Результаты выращивания осетровых в системах с замкнутым водоснабжением / С. А. Андросов, Л. И. Непомнящий, Н. В. Бондаренко // Рыбное хозяйство. – 1990. – № 6. – С. 69–70.
69. Аси А. Экспериментальная рециркуляционная установка «Биорек» для выращивания форели / А. Аси // Рыбное хозяйство. – 1980. – № 2. – С. 30–31.
70. Багров А. М. Истоки и достижения рыбоводной науки России на пороге XXI века / А. М. Багров // Актуальные вопросы пресноводной аквакультуры : сб. науч. тр. – М. : ВНИИПРХ. – 2000. – Вып. 75. – С. 3–9.
71. Жигин А. В. Пути и методы интенсификации выращивания объектов аквакультуры в установках с замкнутым водоиспользованием (УЗВ) : диссертация на соискание учёной степени доктора сельскохозяйственных наук 06.02.04 - частная зоотехния, технология производства продуктов животноводства. – Москва, 2002. – 331 с.
72. Александрийская А. Выращивание рыбы в циркуляционных системах / А. Александрийская, О. Котляр // Рыбоводство и рыболовство. – 1979. – №6. – С. 13–15.
73. Кореньков В. Безотказная работа, высокий выход продукции / В. Кореньков, В. Лавровский, А. Жигин [и др.] // Рыбоводство и рыболовство. – 1984. – № 10. – С. 7–8.
74. Белова М. И. Предварительные результаты эксплуатации рыбоводной установки на экспериментальной базе ПО «Латрыбпром» / М. И. Белова, О. А. Нарыгин, В. И. Матаев // Тез. докл. Всес. совещания по рыбоводству в замкнутых системах (25–27 февраля). – М., 1986. – С. 8–10.

75. Аси А. А. Основные итоги эксплуатации установки «Биорек» и выращивания в ней радужной форели Дональдсона / А. А. Аси, М. И. Белова, О. А. Нарыгин, В. И. Матаев // Тез. докл. Всес. совещания по рыбоводству в замкнутых системах (25–27 февраля). – М., 1986. – С. 34–36.
76. Гриневский Э. Установка для выращивания рыбы на 40 т в год / Э. Гриневский // Тез. докл. Всес. совещания по рыбоводству в замкнутых системах (25–27 февраля). – М., 1986. – С. 5–6.
77. Закон Е. М. Разработка оборудования установок выращивания рыбы с замкнутым циклом водоиспользования (УЗВ) / Е. М. Закон, Л. М. Нижник // Тез. докл. Всес. совещания по рыбоводству в замкнутых системах (25–27 февраля). – М. – 1986. – С. 14–15.
78. А. С. 1540752 СССР МКИ А01К61/00. Устройство для очистки оборотной воды рыбоводных бассейнов / Ю. А. Феофанов, С. М. Палашин, В. П. Голосун и др. (СССР) № 4357768/31–13. Заявл. 4.01.88; Оpubл. 07.02.90.
79. Жигин А. В. Опыт выращивания ленского осетра / А. В. Жигин // Индустриальное рыбоводство в замкнутых системах : сб. науч. тр. – М. : ВНИИПРХ, 1991. – Вып. 64. – С. 5–9.
80. Жигин А. В. Опыт выращивания сибирского осетра в рыбоводной установке / А. В. Жигин // Осетровые: отечественный и зарубежный опыт воспроизводства. – М. : ВНИЭРХ, 1995. – Вып. 1. – С. 29–34.
81. Roque d'Orbcastel E. Water quality and rainbow trout performance in a Danish Model Farm recirculating system: Comparison with a flow through system / E. Roque d'Orbcastel, Jean-Paul Blancheton, A. Belaud // Aquacult. Eng. – 2009. – 40. – P. 135–143.
82. Yan J. The fundamental principles and ecotechniques of wastewater aquaculture / J. Yan, R. Wang, M. Wang [et al.] // Ecol Eng. – 1998. – 10. – P. 191–208.
83. Tacon A. G. J. Aquaculture feeds and the environment: The Asian experience / A. G. J. Tacon, M. J. Phillips, U. C. Barg [et al.]. // Water Sci. Tech. – 1995. – 31. – P. 41–59.

84. Effect of fish size and hydraulic regime on particulate organic matter dynamics in a recirculating aquaculture system: elemental carbon and nitrogen approach / M. A. Franco-Nava, J. P. Blancheton, G. Deviller, A. Charrier, J. Y. Le-Gall // *Aquaculture*. – 2004. – 239. – P. 179–198.
85. Arbiv R. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal from intensive aquaculture systems / R. Arbiv, J. van Rijn // *Aquacult. Eng.* – 1995. – 14. – P. 189–203.
86. Asgard T. Technological and Nutritional Aspects of Safe Food Production / T. Åsgård, M. Hillestad // *Eco-Friendly Aquafeed and Feeding. In Proceedings of the Symposium Victam 98.* – Utrecht: The Netherlands, 13–14 May. – 1998. – P. 16.
87. Jetten M. S. M. The anaerobic oxidation of ammonium / Jetten M. S. M., Strous M., Schoonen K. T. [et al.]. // *FEMS Microbiol. Rev.* – 1999. – V. 22. – P. 421–437.
88. Tiedje J. M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonia / J. M. Tiedje. In: Zehnder, A.J.B. (Ed.), *Biology of Anaerobic Microorganisms*. Wiley, N.Y. – 1990. – P. 179–244.
89. Schreier H. J. Microbial diversity of biological filters in recirculating aquaculture systems / H. J. Schreier, N. Mirzoyan, K. Saito // *Current Opinion in Biotechnology*. – 2010. – 21. – P. 318–325.
90. Martins C. I. M. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability / C. I. M. Martins // *Aquacultural Engineering*. – 2010. – Volume 43. – Issue 3. – p. 83–93
91. Balderston W. L. Nitrate removal in a closed-system aquaculture by column denitrification / W. L. Balderston, J. McN. Sieburth // *Appl. Environ. Microbiol.* – 32, (Applied and environmental microbiology, Dec. 1976.). – P. 808–818.
92. Schuster C. Reduction in the make-up water in semi-closed recirculating aquaculture systems / C. Schuster H. Stelz // *Aquaculture Engineering*. – 1998. – 17. – P. 167–174.

93. Schmitz-Schlang O. Design characteristics and production capacity of a closed recirculating fish culture system with continuous denitrification / O. Schmitz-Schlang, G. Moskwa // In: Moav, B., Hilge, V., Rosenthal, H. (Eds.), *Progress in Aquaculture Research*. Publ. no. 17, Europ. Aquacult. Soc., Bredene, Belgium, 1992. – P. 79–90.
94. van Rijn J. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications / J. van Rijn, Y. Tal, H. J. Schreier // *Aquacult. Eng.* – 2006. – 34. – P. 364–376
95. Lee P. G. Denitrification in aquaculture systems: an example of fuzzy logic control problem / P. G. Lee, R. N. Lea, E. Dohmann, W. Prebilsky [et al.] // *Aquacult. Eng.* – 2000. – 23. – P. 37–59.
96. Sauthier N. Biological denitrification applied to a marine closed aquaculture system / N. Sauthier, A. Grasmick, J. P. Blancheton // *Water Res.* – 1998. – 32. – P. 1932–1938.
97. Meske C. Fish culture in a recirculating system with water treatment by activated sludge / In: T. V. R. Pillay, W. A. Dill, (Eds.), *Advances in Aquaculture*. Fishing News Ltd, Farnham, U.K, 1976. – P. 527–531.
98. Rijn J. Aerobic and anaerobic biofiltration in an aquaculture unit–nitrite accumulation as a result of nitrification and denitrification / J. Rijn, G. Rivera // *Aquacult. Eng.* – 1990. – 9. – P. 217–234.
99. Pillay T. V. R. *Aquaculture, Principles and Practices* / Pillay T. V. R., Kutty M. N. – 2nd Edition. – Oxford, UK : Blackwell Publishing Ltd, 2005. – 630 p.
100. Costerton J. W. Microbial biofilms / J. W. Costerton, Z. Lewandowski, D. E. Caldwell [et al.] // *Annual Review of Microbiology*. – 1995. – 49. – P. 711–745.
101. Davey M. E. Microbial biofilms: from ecology to molecular genetics / M. E. Davey, G. O'Toole // *Microbiology and Molecular Biology Reviews*. – 2000. – 64. – P. 847–867.
102. O'Toole G. Biofilm formation as microbial development / O'Toole G., Kaplan H. B., Kolter R. // *Annual Review of Microbiology*. – 2005. – 54. – P. 49–79.

103. van Rijn J. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture – A review / J. van Rijn // *Aquaculture*. – 1996. – 139. – P. 181–201.
104. Aoi Y. Microbial ecology of nitrifying bacteria in wastewater treatment process examined by Fluorescence In Situ Hybridization / Y. Aoi, T. Miyoshi, T. Okamoto [et al.] // *Journal of Bioscience and Bioengineering*. – 2000. – 90. – P. 234–240.
105. Tal Y. Characterization of the microbial community and nitrogen transformation processes associated with moving bed bioreactors in a closed recirculated mariculture system / Y. Tal, J. E. M. Watt, S. B. Schreier // *Aquaculture*. – 2003. – 215. – P. 187–202.
106. Sharrer M. J. Inactivation of bacteria using ultraviolet irradiation in a recirculating salmonid culture system / M. J. Sharrer, S. T. Summerfelt, G. L. Bullock // *Aquaculture Engineering*. – 2005. – 33. – P. 135–149.
107. Michaud L. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters / L. Michaud, J. P. Blancheton, V. Bruni, R. Piedrahita // *Aquacult. Eng.* – 2006 – 34. – P. 224–233.
108. Itoi S. Changes in microbial communities associated with the conditioning of filter material in recirculating aquaculture systems of the pufferfish *Takifugu rubripes* / S. Itoi, A. Niki, H. Sugita // *Aquaculture*. – 2006. – 256. – P. 287–295.
109. Franco–Nava M. A. Particulate matter dynamics and transformations in a recirculating aquaculture system: application of stable isotope tracers in seabass rearing // M. A. Franco–Nava, J. P. Blancheton, G. Deviller, J. Y. Le-Gall // *Aquacultural Engineering*. – 2004. – 31. – P. 135–155.
110. Chen S. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors / S. Chen, J. Ling, J. P. Blancheton // *Aquacultural Engineering*. – 2006. – 34. – P. 179–197.
111. Zhu S. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters / S. Zhu, S. Chen // *Aquaculture Engineering*. – 2002. – 26. – P. 221–237.

112. Urakawa H. Low temperature decreases the phylogenetic diversity of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in aquarium biofiltration systems / H. Urakawa, Y. Tajima, Y. Numata, S. Tsuneda // *Applied and Environmental Microbiology*. – 2008. – 74. – P. 894–900.
113. Zhu S. Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters / S. Zhu, S. Chen // *Aquaculture Engineering*. – 2001. – 25. P. 1–11.
114. Bovendeur J. Fixed-biofilm reactors in aquacultural water recycle systems: Effect of organic matter elimination on nitrification kinetics / J. Bovendeur, A. B. Zwaga, B. G. J. Lobee, J. H. Blom // *Water Res.* – 1990. – 24. – P. 207–213.
115. Zhu S. An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system / S. Zhu, S. Chen // *Aquaculture Engineering*. – 1999. – 20. – P. 245–259.
116. Bacteria and nutrients – nitrogen and carbon – in a recirculating system for sea bass production / N. Léonard, J. P. Guiraud, E. Gasset [et al.]. // *Aquaculture Engineering*. – 2002. – 26. – P. 111–127.
117. Léonard N. Populations of heterotrophic bacteria in an experimental recirculating aquaculture system / N. Léonard, J. P. Blancheton, J. P. Guiraud // *Aquacult Eng.* – 2000. – 22. – P. 109–120.
118. Miller G. E. Evaluation of three biological filters suitable for aquaculture applications / G. E. Miller, G. S. Libey // *J. World Maric. Soc.* – 1985. – 16. – P. 158–168.
119. Eding E. H. Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review / E. H. Eding, A. Kamstra, J. A. J. Verreth // *Aquacult. Eng.* – 2006. – 34. – P. 234–260.
120. Аси А. А. Основные итоги эксплуатации установки «Биорек» и выращивания в ней радужной форели Дональдсона / А. А. Аси, П. Ф. Рельве, Х. Я. Херем // Тез. докл. Всес. совещания по рыбоводству в замкнутых системах (25–27 фев.). – М., 1986. – С. 34–36.
121. Design and performance of zero-discharge tilapia recirculating system / N. Schnel, Y. Barak, T. Ezer [et al.]. // *Aquac. Eng.* – 2002. – 26. – P. 191–203.

122. Lyssenko C. Impact of positive ramp short-term operating disturbances on ammonia removal by trickling and submerged-upflow biofilters for intensive recirculating aquaculture / C. Lyssenko, F. Wheaton // *Aquac. Eng.* – 2006. – 35. – P. 26–37.
123. Kamstra A. Performance and optimization of trickling filters on eel farms / A. Kamstra, J. W. van der Heul, M. Nijhof // *Aquacult. Eng.* – 1998. – 17. – P. 175–192.
124. Dunning R. D. The Economics of Recirculating Tank Systems: A Spreadsheet for Individual Analysis / R. D. Dunning, T. M. Losordo, A. O. Hobbs. – SRAC Publication No. 456, 1998. – 8 p.
125. Barak Y. Atypical polyphosphate accumulation by the denitrifying bacterium *Paracoccus denitrificans* / Y. Barak, J. van Rijn // *Appl. Environ. Microbiol.* – 2000. – 66. – P. 1209–1212.
126. Boley A. Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems / A. Boley, W. R. Muller, G. Haider // *Aquacult. Eng.* – 2000. – 22. – P. 75–85.
127. Kim E. W. Alkalinity requirements and the possibility of simultaneous heterotrophic denitrification during sulfur-utilizing autotrophic denitrification / E. W. Kim, J. H. Bae // *Water Sci. Technol.* – 2000. – 42. – P. 233–238.
128. Di Iaconi C. SBBGR technology for minimising excess sludge production in biological processes / C. Di Iaconi, M. De Sanctis, S. Rossetti, R. Ramadori // *Water Res.* – 2010. – 44. – P. 1825–1832.
129. Performance of a closed recirculating system with foam separation, nitrification and denitrification units for intensive culture of eel: toward zero emission / Y. Suzuki, T. Maruyama, H. Numata [et al.] // *Aquacult. Eng.* – 2003. – 29. – P. 165–182.
130. Heterotrophic denitrification of aquaculture effluent using fluidized sand biofilters / Scott Tsukuda, Laura Christianson, Alex Kolb [et al.] // *Aquacultural Engineering.* – Volume 64. – P. 49–59

131. Strous M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation / M. Strous, J. G. Kuenen, M. S. M. Jetten // *Appl. Environ. Microbiol.* – 1999. – 65. – P. 3248–3250.
132. Klas S. Development of a single-sludge denitrification method for nitrate removal from RAS effluents: Lab-scale results vs. model prediction / S. Klas, N. Mozes, O. Lahav // *Aquaculture.* – 2006. – 259. – P. 342–353.
133. Yilmaz G. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge / G. Yilmaz, R. Lemaire, J. Keller, Z. Yuan // *Biotechnol. Bioeng.* – 2008. – 100. – P. 529–541.
134. Phillips J. B. Biological denitrification using upflow biofiltration in recirculating aquaculture systems: pilotscale experience and implications for full-scale / J. B. Phillips, N. G. Love // *The Second International Conference on Recirculating Aquaculture, Cooperative Extension/Sea Grant.* – Virginia Tech, Blacksburg : Virginia, 1998. – P. 171–178.
135. van Rijn J. Denitrification in recirculating aquaculture systems: from biochemistry to biofilter / J. van Rijn, Y. Barak // *The Second International Conference on Recirculating Aquaculture, Cooperative Extension/Sea Grant.* – Virginia Tech, Blacksburg : Virginia, 1998. – P. 179–187.
136. Aboutboul Y. Anaerobic treatment of intensive fish culture effluents: volatile fatty acid mediated denitrification / Y. Aboutboul, R. Arbiv, J. van Rijn // *Aquaculture.* – 1995. – 133. – P. 21–32.
137. Tam N. F. T. Effect of exogenous carbon sources on removal of inorganic nutrient by the nitrification - denitrification process / N. F. T. Tam, Y. S. Wong, G. Leung // *Water Res.* – 1992. – 26. – P. 1229–1236.
138. Treatment of aquarium water by denitrifying photosynthetic bacteria using immobilized polyvinyl alcohol beads / H. Nagadomi, T. Hiromitsu, K. Takeno [et al.] // *Biosci. Bioeng.* – 1999. – 87. – P. 189–193.
139. Flere J. M. Sulfur based autotrophic denitrification pond systems for in situ remediation of nitrate-contaminated surface water / J. M. Flere, T. C. Zhang // *Water Science Technol.* – 1998. – 38. – P. 15–22.

140. Zhang T. C. Sulfur: limestone autotrophic denitrification processes for treatment of nitrate-contaminated water: batch experiments / T. C. Zhang, D. G. Lampe // *Water Res.* – 1999. – 33. – P. 599–608.
141. Kim I. S. Impact of COD/N/S ratio on denitrification by the mixed cultures of sulfate reducing bacteria and sulfur denitrifying bacteria / I. S. Kim, J. H. Son // *Water Sci. Technol.* – 2000. – 42. – P. 69–76.
142. Diversity of microbial communities correlated to physiochemical parameters in a digestion basin of a zero-discharge mariculture system / E. Cytryn, I. Gelfand, Y. Barak [et al.] // *Environ. Microbiol.* – 2003. – 5. – P. 55–63.
143. Dalsgaard T. Regulating factors of denitrification in trickling filter biofilms as measured with the oxygen/nitrous oxide microsensor / T. Dalsgaard, N. P. Revsbech // *FEMS Microbiol. Ecol.* – 1992. – 101. – P. 151–164.
144. McCarthy M. J. An application of membraneinlet mass spectrometry to measure denitrification in a recirculating mariculture system / M. J. McCarthy, W. S. Gardner // *Aquaculture.* – 2003. – 218. – P. 341–355.
145. Tal Y. Nitrate removal in aquariums by immobilized denitrifiers / Y. Tal, A. Nussinovitch, J. van Rijn // *Biotechnol. Prog.* – 2003. – 19. – P. 1019–1021.
146. Abma W. The advance of Anammox / W. Abma, J. Mulder // *Water Res.* – 21. – 2007. – P. 36–37.
147. Zhiquan Y. Start-up of simultaneous removal of ammonium and sulfate from an anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in an anaerobic up-flow bioreactor / Yang Zhiquan, Zhou Shaoqi, Sun Yanbo // *J. Hazardous Mater.* – 2009. – 169. – № 1–3. – P. 113–118.
148. Гвоздяк П. І. Анаммох – альтернатива класичній нітри-денітрифікації / П. І. Гвоздяк, М. В. Михайловська // Тези допов. наук.-практ. конф. «Сучасні проблеми охорони довкілля, раціонального використання водних ресурсів та очистки природних і стічних вод», (23-27 квіт. 2007 р.). – Миргород, 2007. – С. 28–31.
149. Шандрович В. Т. Застосування анаммох-процесу для очищення стічних вод від сполук азоту / В. Т. Шандрович, М. С. Мальований, А. М. Мальований //

Вісник Національного університету "Львівська політехніка". Хімія, технологія речовин та їх застосування. – 2014. – № 787. – С. 352–357.

150. Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process / J. Dosta, I. Fernández, J. R. Vázquez-Padín [et al.] // J. Hazardous Mater. – 2008. – 154. – № 1–3. – P. 688–693.

151. Анюшева М. Г. Анаэробное окисление аммония: Микробиологические, биохимические и биотехнологические аспекты / М. Г. Анюшева, С. В. Калюжный // Успехи современной биологии. – 2007. – Т. 127. – № 1. – С. 34–43.

152. Mulder A. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor / A. Mulder, A. A. Van de Graaf, L. A. Robertson, J. G. Kuenen // FEMS Microbiology Ecology. – 1995. – V. 16. – P. 177–183.

153. van de Graaf A. A. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process // A. A. van de Graaf, A. Mulder, P. de Bruijn [et al.] // Appl. Environ. Microbiol. – 1995. – 61. – P. 1246–1251.

154. Журба М. Г. Водоочистные фильтры с плавающей загрузкой : науч. изд. / М. Г. Журба – М., 2011. – 536 с.

155. Пат. 2374369 Российская Федерация, МПК⁷ D 04 H 13/00 (2006.01), C 02 F 3/10 (2006.01). Материал-носитель биомассы для обработки воды преимущественно сточных вод / Бачерникова С. Г., Есенкова Н. П., Михалькова А. И. [и др.]; заявл. 01.02.08 ; опубл. 27.11.09.

156. Пат. 50546 Україна, МПК⁷ C 02 F 3/10. Носій для іммобілізації мікроорганізмів / Кошель М. І., Каранов Ю. А., Добриловський Б. В. [та ін.]; заявл. 08.02.02 ; опубл. 15.06.04, Бюл. № 6.

157. Fernández I. Biofilm and granular system to improve Anammox biomass retention / I. Fernández, J. R. Vázquez-Padín, A. Mosquera-Corral [et al.] // Biochem. Eng. J. – 2008. – 42. – № 3. – P. 308–313.

158. Reginatto V. Anaerobic ammonium oxidation in a bioreactor treating slaughterhouse wastewater / V. Reginatto // Brazilian Journal of Chemical Engineering. – 2005. – Vol. 22. – № 4. – P. 593–600.

159. Пат. 7407579 США, МПК С 02 F 3/28 (2006.01). Method and apparatus for treating ammonium-containing liquid / Sumino Tasuo, Isaka Kazuichi; заявитель и патентообладатель Hitachi Plant Technologies, Ltd. – № 11/258847; заявл. 27.10.05 ; опубл. 05.08.08 ; НПК 210/603.
160. Пат. 7384553 США, МПК С 02 F 3/28 (2006.01), С 02 F 3/34 (2006.01). Method for operating anaerobic ammonium oxidation vessel and anaerobic ammonium oxidation equipment / Isaka Kazuichi, Sumino Tatsuo; заявитель и патентообладатель Hitachi Plant Technologies, Ltd. – № 11/153682; заявл. 16.06.05; опубл. 10.06.08 ; НПК 210/601.
161. Tal Y. Characterization and abundance of anaerobic ammonia oxidizing (anammox) bacteria in biofilters of recirculated aquaculture systems / Y. Tal, E. Yechezkel, J. van Rijn, H. J. Schreier // Proceedings of the 5th International Conference on Recirculating Aquaculture, Cooperative Extension/Sea Grant, Virginia Tech, Blacksburg : Virginia, 2004. – P. 332–338.
162. Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors / I. Tsushima, Y. Ogasawara, T. Kindaichi [et al.] // Water Research. – 2007. – 41. – P. 1623–1634.
163. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam / W. R. L. van der Star, W. R. Abma, D. Blommers [et al.] // Water Research. – 2007. – 41. – P. 4149–4163.
164. Combined partial nitrification/Anammox system for treatment of digester supernatant / L. Gut, E. Plaza, J. Trela [et al.] // Water Sci. Technol. – 2006. – 53. – P. 149–159.
165. Tal Y. Anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) bacteria and associated activity in fixed-film biofilters of a marine recirculating aquaculture system / Y. Tal, J. E. M. Watts, H. J. Schreier // Appl. Environ. Microbiol. – 2006. – 72. – P. 2896–2904.
166. Van Dongen U. The SHARON®-Anammox® process for treatment of ammonium rich wastewater / U. Van Dongen, M. S. M. Jetten, M. C. M. Van Loosdrecht // Water Sci. Technol. – 2001. – 44. – P. 153–160

167. Хенце М. Очистка сточных вод/ Хенце М., Армоэс П., Ля-Кур-Янсен Й., Арван Э. [Пер. с англ.] – М. : Мир, 2006. – 480 с., ил.
168. Activated sludge model №2d, ASM2d / Henze M., Gujer W., Mino T. [et al.] // Water Sci. Technol. – 39 (1). – 1999. – P. 165–182.
169. Barak Y. Biological phosphate removal in a prototype recirculating aquaculture treatment system / Yoram Barak, Jaap van Rijn // Aquacultural Engineering. – 2000. – 22. – P. 121–136.
170. Westerman P. W. Trout manure characterization and nitrogen mineralization rate / P. W. Westerman, J. M. Hinshaw, J. C. Barker // «Techniques for Modern Aquaculture», Proceedings of an Aquaculture Engineering Conference (Spokane, WA, USA, 21–23 June 1993), Wang, J.–W., Ed.; American Society of Agriculture Engineers : St. Joseph, MI, USA, 1993. – P. 35–43.
171. Гамыгин Е. А. Использование активного ила из рециркуляционных рыбоводных установок в корме для форели / Е. А. Гамыгин, Н. Т. Сергеева // Сб. науч. тр. ВНИИПРХ. 1985. – № 46. – С. 121–126.
172. Мельник Р. А. Исследование инженерно-биологических основ переработки отходов рыбного хозяйства / Р. А. Мельник, Е. Я. Яковенко, В. Д. Радаев // Сб, науч. тр. Гидропроекта. – 1986. – № 116. – С. 94–99.
173. Щульга Т. В. Переваримость и эффективность использования форелью экспериментальных кормов с различной дозой активного ила / Т. В. Щульга, Р. П. Бубнова // Пластический обмен у рыб. – Калининград, 1985. – С. 9–15.
174. Sharrer M. J. Evaluation of geotextile filtration applying coagulant and flocculant amendments for aquaculture biosolids dewatering and phosphorus removal / M. J. Sharrer, K. Rishel, S. Summerfelt // Aquacult. Eng. – 2009. – 40. – P. 1–10.
175. Huett D. O. Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands / Huett D. O., S. G. Morris, G. Smith, N. Hunt // Water Res. – 2005. – 30. – P. 3259–3272.

176. Vymazal J. Biota participating in wastewater treatment in a horizontal flow constructed wetland / J. Vymazal, V. Sladedek, J. Stach // *Water Sci. Technol.* – 2001. – 44 (11–12). – P. 211–214.
177. Yao F Kinetics of ammonium, nitrate and phosphate uptake by candidate plants used in constructed wetlands / F Yao, J. Sun, C. Tang, W. Ni // *Procedia Environ Sci.* – 2011. – 10. – P. 1854–1861.
178. Blankenberg A.-G. B. Nitrogen retention in constructed wetland filters treating diffuse agriculture pollution / A.-G. B. Blankenberg, K. Haarstad, A.-K. Sovik // 10 IWA International Specialized Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management (Istambul, 18–22 sept.), 2006. – 226. – № 1–3. – P. 114–120.
179. A partial-reuse system for coldwater aquaculture / S. T. Summerfelt, J. W. Davidson, T. B. Waldrop, S. M. Tsukuda [et al.] // *Aquacult. Eng.* – 2004. – 31. – P. 157–181.
180. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate / Y. F. Lin, S. R. Jing, D. Y. Lee [et al.] // *Environ. Pollut.* – 2005. – 134. – P. 411–421.
181. Zachritz W. H. Treating intensive aquaculture recycled water with a constructed wetlands filter system. *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement* / W. H. Zachritz, R. B. Jacquez, G. A. Moshiri // Lewis Publishers : Boca Raton, FL, USA, 1993. – P. 609–613.
182. Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems / Brune D. E., Schwartz G., Eversole A. G. [et al.] // *Aquacult. Eng.* – 2003. – 28. – P. 65–86
183. Ecodepuration performances of a small-scale experimental constructed wetland system treating and recycling intensive aquaculture wastewater / Panella S., Cignini I., Battilotti M. [et al.] // *Ann. Ny. Acad. Sci.* – 1999. – 879. – P. 427–431.
184. Halophyte filter beds for treatment of saline wastewater from aquaculture / J. M. Webb, R. Quinta, S. Papadimitriou [et al.] // *Water Res.* – 2012. – 46. – P. 5102–5114.

185. Lin Y.F. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system / Y. F. Lin, S. R. Jing, D. Y. Lee, T. W. Wang // *Aquaculture*. – 2002. – 209. – P. 169–184.
186. Sindilariu P. D. Treatment of flow-through trout aquaculture effluents in a constructed wetland / P. D. Sindilariu, C. Schulz, R. Reiter // *Aquaculture*. – 2007. – 270. – P. 92–104.
187. Lin Y. F. Removal of solids and oxygen demand from aquaculture wastewater with a constructed wetland system in the start-up phase / Y. F. Lin, S. R. Jing, D. Y. Lee, T. W. Wang // *Water Environ. Res.* – 2002. – 74. – P. 136–141.
188. Shrimp pond effluent: Pollution problems and treatment by constructed wetlands / P. Sansanayuth, A. Phadungchep, S. Ngammontha [et al.] // *Water Sci. Tech.* – 1996. – 34. P. 93–98.
189. Buhmann A. Biofiltering of aquaculture effluents by halophytic plants: Basic principles, current uses and future perspectives / A. Buhmann, J. Papenbrock // *Environ. Exp. Bot.* – 2013. – 92. – P. 122–133.
190. Sindilariu P. D. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent / P. D. Sindilariu, A. Brinker, R. Reiter // *Ecol. Eng.* – 2009. – 35. – P. 711–722.
191. Hargreaves J. A. Photosynthetic suspended-growth systems in aquaculture / J. A. Hargreaves // *Aquac. Eng.* – 2006. – 34. – P. 344–363.
192. Brown J. J. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent / J. J. Brown, E. P. Glenn, K. M. Fitzsimmons, S. E. Smith // *Aquaculture*. – 1999. – 175. – P. 255–268.
193. Гамаюн Е. П. Очистка воды растениями в рыбоводстве (опыт ФРГ) / Е. П. Гамаюн // *Рыбное хозяйство. Сер. Рыбохоз. использование внутр. Водоемов : Зарубежный опыт*. – М. : ВНИЭРХ, 1989. – Вып. 5. – С. 1–9.
194. Naylor S. Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed wetlands: the role of plants and substrate / S. Naylor, Jacques Brisson, M. A. Labelle [et al.] // *Water Science and Technology*. – 2003. – Vol. 48. – No. 5. – P. 215–222.

195. Van Rijn J. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture – a review / J. Van Rijn // *Aquaculture*. – 1996. – 139. – P. 181–201
196. Vymazal J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience / J. Vymazal // *Ecol. Eng.* – 2002. – 18. – P. 633–646.
197. Racault Y. Waste stabilisation ponds on France: State of the art and recent trends / Y. Racault, C. Boutin // *Water Sci. Technol.* – 2005. – 51(12). – P. 1–9.
198. Rousseau D. P. L. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis / D. P. L. Rousseau, P. A. Vanrolleghem, N. D. Pauw // *Ecol. Eng.* – 2004. – 23. – P. 151–163.
199. Travaini–Lima F. Constructed wetland in wastewater treatment / Fernanda Travaini–Lima, Lúcia Helena Sipaúba–Tavares // *Acta Limnologica Brasiliensia*. – 2012. – vol. 24. – 3. – P. 255–265.
200. Tilley D. R. Constructed wetlands as recirculation filters in large–scale shrimp aquaculture / D. R. Tilley, H. Badrinarayana, R. Rosati, J. Son // *Aquacult. Eng.* – 2000. – 26. – P. 81–109.
201. Körner S. The influence of *Lemna gibba* on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater / S. Körner, G. B. Lyatuu, J. E. Vermaat // *Water Res.* – 1998. – 32 (10). – P. 3092–3098.
202. Caicedo J. R. Effect of anaerobic pretreatment on environmental and physiochemical characteristics of duckweed based stabilization ponds / J. R. Caicedo, M. A. Espinosa, H. J. Gijzen // *Water Sci. Technol.* – 2002. – 45 (1). – P. 83–89.
203. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB–duckweed ponds system / S. A. El-Shafai, F. A. El-Gohary, F. A. Nasr [et al.] // *Bioresour. Technol.* – 2007. – 98. – P. 798–807.
204. Van Der Steen P. An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation / P. Van Der Steen, A. Brenner, G. Oron // *Water Sci. Technol.* – 1988. – 38 (1). – P. 335–343.

205. Ozengin N. Performance of duckweed (*Lemna minor* L.) on different types of wastewater treatment / N. Ozengin, A. Elmaci // Journal of Environmental Biology. – 2007. – Vol. 28, No. 2. – P. 307–314.
206. Mkandawire M. Are *Lemna* spp. Effective Phytoremediation Agents? / M. Mkandawire, E. Gert Dudel // Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability. – 2007. – 1 (1). – P. 56–71.
207. Nutrient recovery from swine lagoon water by *Spirodela punctate* / Cheng J., Bergmann B. A., Classen J. J. [et al.] // Bioresource Technology. – 2002. – Vol. 81. – P. 81–85.
208. Xu J. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production / J. Xu, G. Shen // Bioresour. Technol. – 2011. – 102. – P. 848–853.
209. Chaiprapat S. Role of internal nutrient storage in duckweed growth for swine wastewater treatment / S. Chaiprapat, J. J. Cheng, J. J. Classen, S. K. Liehr // Transactions of the American Society of Agricultural Engineers. – 2005. – Vol. 48(6). – P. 2247–2258.
210. Culley Jr. Use of duckweed for waste treatment and animal feed / Jr. D. D. Culley, E. A. Epps // Journal of Water Pollution Control Federation // 1973. – Vol. 45, No. 2. – P. 337–347.
211. Duckweed for chick feed / R. E. Truax, D. D. Culley, M. Griffith [et al.] // Louisiana Agriculture. – 1972. – Vol. 16, No. 1. – P. 8–9.
212. Hassan M. S. Evaluation of duckweed (*Lemna perpusilla* and *Spirodela polyrrhiza*) as feed for nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) / M. S. Hassan, P. Edwards // Aquaculture. – 1992. – Vol. 104, Issue 3–4. – P. 315–326.
213. Robinette H. R. Use of duckweed in diets of channel catfish / H. R. Robinette, M. W. Brunson, E. J. Day // Proceedings. 13th Annual. Conference. SE Association : Fish Wildlife Age, 1980. – P. 108–114
214. Van Dyke J. M. Digestion of duckweed (*Lemna* spp.) by the grass carp (*Ctenopharyngodon edella*) / J. M. Van Dyke, D. L. Sutton // Journal of Fish Biology. – 1977. – Vol. 11. – P. 273–278.

215. Fasakin E.A. Use of duckweed, *Spirodela polyrrhiza* L. Schleiden, as a protein feedstuffs in practical diets for tilapia, *Oreochromis niloticus* L. / E. A. Fasakin, A. M. Balogun, B. E. Fasuru // Aquaculture Research. –1999. – Vol. 30. – P. 313–318.
216. Gaigher I. G. Evaluation of duckweed (*Lemna gibba*) as feed for tilapia (*Oreochromis niloticus* cross *Oreochromis aureus*) in a recirculating unit / I. G. Gaigher, D. Porath, G. Granoth // Aquaculture. – 1984. – Vol. 41. – P. 235–244.
217. Yilmaz E. Use of duckweed, *Lemna minor*, as a protein feedstuff in practical diets for common carp, *Cyprinus carpio*, Fry / E. Yilmaz, I. Akyurt, G. Gunal // Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. – 2004. – Vol. 4. – P. 105–109.
218. Xu J. Production of high-starch duckweed and its conversion to bioethanol / J. Xu, W. Cui, J. J. Cheng, A. Stomp // Biosystems Engineering. – 2011. – Vol. 110. – P. 67–72.
219. Bayrakci A. G. Second generation bioethanol production from water hyacinth and duckweed in Izmir: A case study / A. G. Bayrakci, G. Kocar // Renewable and Sustainable Energy Reviews. – 2014. – Vol. 30. – P. 306–316.
220. Cui W. Growing duckweed for biofuel production: A review / W. Cui, J. J. Cheng // Plant Biology. – 2015. – Vol. 17. – Suppl. 1. – P. 16–23.
221. Hillman W. S. The uses of duckweed: The rapid growth, nutritional value, and high biomass productivity of these floating plants suggest their use in water treatment, as feed crops, and in energy-efficient farming / W. S. Hillman, Jr. D. D. Culley // American Scientist. – 1978. – Vol. 66., No. 4. – P. 442–451.
222. Ge X. Growing *Lemna minor* in agricultural wastewater and converting the duckweed biomass to ethanol / X. Ge, N. Zhang, G. C. Phillips, J. Xu. // Bioresource Technology. – 2012. – Vol.124. – P. 485–488.
223. Körner S. The relative importance of *Lemna gibba*, bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed – covered domestic wastewater / S. Körner, J. E. Vermaat // Water Res. – 1998. – 32 (12). – P. 3651–3661.
224. Rakocy J. E. Aquaponics – Integrating Fish and Plant Culture / J. E. Rakocy // Wiley–Blackwell : Hoboken, NJ,USA, 2012. – P. 344–386.

225. Savidov N. A. Fish and plant production in a recirculating aquaponic system: A new approach to sustainable agriculture in Canada / N. A. Savidov, E. Hutchings, J. E. Rakocy // *Acta Hort.* – 2007. – 742. – P. 209–222.
226. Rakocy J. E. Evaluation of commercial-scale aquaponic unit for the production of tilapia and lettuce / J. E. Rakocy, D. C. Bailey, K. A. Shultz, W. M. Cole // *Proceed.* – From the fourth int. symp. on tilapia in aquaculture. – 1997. – P. 357–372.
227. Blidariu G. Increasing the economical efficiency and sustainability of Indoor fish farming by means of aquaponics – review / G. Blidariu, A. Grozea // *Anim Sci Biotechnol.* – 2011. – 44. – P. 1–8.
228. Бутусова Е. Совместное выращивание рыбы и растений в замкнутой гидропонной системе (США) / Е. Бутусова // *Рыбное хозяйство: сер. Рыбохоз. использование внутр. водоемов.* – М. : ВНИЭРХ, 1990. – Вып. 11. – С. 35–37.
229. Watten B.J. Tropical production of tilapia (*Sarotherodon aurea*) and tomatoes (*Lycopersicon esculentum*) in a small-scale recirculating water system / B. J. Watten, R. L. Busch // *Aquaculture.* – 1984. – 41. – P. 271–283.
230. Lewis W. M. Use of hydroponics to maintain quality of recirculated water in a fish culture system / W. M. Lewis, J. H. Yopp, H. L. Schramm, A. M. Brandenburg // *Am. Fish. Soc.* – 1978. – 107. – P. 92–99.
231. Sikawa D. C. The hydroponic production of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by using hybrid catfish (*Clarias macrocephalus* × *C. gariepinus*) pond water: potentials and constraints / D. C. Sikawa, A. Yakupitiyage // *Agric Water Manag.* – 2010. – 97. – P. 1317–1325.
232. Rakocy J. E. Aquaponic production of tilapia and basil: Comparing a batch and staggered cropping system / J. E. Rakocy, R. C. Shultz, D. S. Bailey, E. S. Thoman // *Acta Hort.* – 2004. – 648. – P. 63–69.
233. Goddek S. Challenges of Sustainable and Commercial Aquaponics / Goddek S., Delaide B., Mankasingh U., [et al.] // *Sustainability.* – 2015. – 7. – P. 4199–4224;
234. Al-Hafedh Y. S. Food Production and Water Conservation in a Recirculating Aquaponic System in Saudi Arabia at Different Ratios of Fish Feed to Plants / Y. S.

- Al-Hafedh, A. Alam, M. S. Beltagi // J. World Aquac. Soc. – 2008. – 39. – P. 510–520.
235. Konontcev S. Treatment of recirculating water of industrial fish farms in phytoreactor with Lemnoideae / S. Konontcev, L. Sabliy, M. Kozar, N. Korenchuk // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2017. – 5/10 (89). – P. 61–67.
236. Саблій Л. А. Технологія очищення оборотної води УЗВ для вирощування осетрових / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Вісник інженерної академії України. – 2017. – № 4. – С. 183–188.
237. Кононцев С. В. Реалізація методу біоконвеєра при очищенні оборотної води рибницьких господарств / С. В. Кононцев // ВІСНИК НУВГП. – 2017. – Випуск 4(58). – С. 28–35.
238. Кононцев С. В. Використання червононогих молюсків для мінералізації нерозчинених забруднень оборотної води УЗВ / Л. А. Саблій, М. С. Коренчук, С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська // Вісник Хмельницького Національного Університету. Серія: Технічні науки. – 2018. – №1. – С. 193–198.
239. Pylypenko Yu. Experience of using Gastropods for the transformation of organic pollutants of recirculating aquaculture systems / Pylypenko Yu., Grokhovska Y., Konontsev S, Kovalev Yu. // 2nd International Aquaculture Conference Recirculating Aquaculture Systems (RAS): Life Science and Technologies (2017.05.04) 8th General Assembly Meeting Network of Aquaculture Centres in Central and Eastern Europe (NACEE), 2017.05.05. – Daugavpils : Daugavpils University Academic Press “Saule”, 2017. – P. 43–44.
240. Мацнєв А. І. Практикум з моніторингу та інженерних методів охорони довкілля / А. І. Мацнєв, С. Б. Проценко, Л. А. Саблій. – Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», 2002. – 640 с.
241. Методика визначення біохімічного споживання кисню після n днів (БСК) в поверхневих і стічних водах : КНД 211.1.4.024.–95. К. : Мін-во охорони навколишнього середовища та ядерної безпеки України. – Керівний нормативний документ. Метрологічне забезпечення, 1995. – 21 с.

242. Методика визначення хімічного споживання кисню (ХСК) в поверхневих і стічних водах: КНД 211.1.4.021.–95. К. : Мін-во охорони навколишнього середовища та ядерної безпеки України. – Керівний нормативний документ. Метрологічне забезпечення, 1995. – 21 с.
243. Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III // Botanical Journal of the Linnean Society. – 2009. – Vol. 161 (2). – P. 105–121.
244. The International Plant Names Index (2015). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ipni.org>.
245. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К. : Логос, 2006. – 408 с.
246. Гроховська Ю. Р. Асиміляційний потенціал ряскових та перспективи його використання при очищенні оборотної води УЗВ / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // ВІСНИК НУВГП. – 2018 р. – Випуск 1 (60). – С. 66–71.
247. Neori A. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: Performance and nitrogen partitioning within an abalone (*Haliotis tuberculata*) and macroalgae culture system / A. Neori, N. L. C. Ragg, M. Shpigel // Aquacult. Eng. – 1998. – 15. – P. 215–239.
248. Integrated multi-trophic aquaculture in a zero-exchange recirculation aquaculture system for marine fish and hydroponic halophyte production / Waller U., Buhmann A. K., Ernst A. [et al.] // Aquaculture International. – 2015. – Volume 23. – Issue 6. – P. 1473–1489.
249. Гвоздяк П. І. Біоконвеєр для відновлення якості води / П. І. Гвоздяк, Л. І. Глоба, Г. М. Дмитренко, Н. Ф. Могілевич // Збереження, біорізноманіття й заповідна справа в Україні. [Інф. бюл]. – 2001. – № 16. – С. 16–17.
250. Гвоздяк П. І. 50 запитань і 49 відповідей з нової біотехнології очистки води. – К. : Знання, 1990. – 28 с.
251. Marton E. Polycultures of fishes in aquaponics and recirculating aquaculture / E. Marton // Aquaponics J. – 2008. – 48. – P. 28–33.

252. Эйно́р Л. О. Макрофиты в экологии водоёма / Л. О. Эйно́р. – М. : ИВП РАН, 1992, – 256 с.
253. Гроховська Ю. Р. Раритетні види та угруповання вищих водних і прибережно–водних рослин Рівненської області / Ю. Р. Гроховська, В. О. Володимирець, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2013. – Вип. 2 (62). – С. 182–197.
254. Гроховська Ю. Р. Екологічний стан та гідробіологічна характеристика річки Корчик / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, С. О. Андрійчук // Вісник НУВГП. – 2010. – Вип. 4 (52). – С. 94–101.
255. Гроховская Ю. Р. Ресурсы водной флоры Ровенской области Украины / Ю. Р. Гроховская, С. В. Кононцев // Agrobiodiversity for improving nutrition, health and life quality : Slovak University of Agriculture in Nitra, 2015. – Part I. – P. 201–204.
256. Гроховська Ю. Р. Систематична структура і ресурсний потенціал водної флори Стир–Горинської частини басейну Прип'яті / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Актуальні проблеми дослідження довкілля (за матеріалами VI Міжнародної наукової конференції, присвяченої 150-річчю з дня народження академіка Г. М. Висоцького, 20-23 травня 2015 р., м. Суми). – Суми : СумДПУ імені А.С. Макаренка, 2015. – Т.1. –С. 45–49.
257. Гроховська Ю. Р. Применение биологических методов очистки воды в рециркуляционных системах выращивания рыбы / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // 5-й Міжнародний екологічний форум "Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета" (21–22 листопада 2013). – Херсон, 2013. – С. 210–214.
258. Гроховська Ю. Р. Экобиотехнологии десапобизации: теоретические и практические аспекты / Ю. Р. Гроховская, Л. А. Саблий, С. В. Кононцев // Ресурсосбережение и энергоэффективность инженерной инфраструктуры урбанизированных территорий и промышленных предприятий : материалы II междунар. науч.-техн. Интернет-конф., (2–27 февраля 2016 г). – Харьков : ХНУГХ им. А. Н. Бекетова, 2016. – С. 107–109.

259. Гроховська Ю. Р. Збереження екосистеми річки Случ як оселища раритетних гідробіонтів і туристичної перлини Рівненщини / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Збірник тез I Міжнародної науково-практичної конференції «Перспективи розвитку сільського та екологічного туризму в Україні» (Березне-Рівне, 2016). – С. 115–116.
260. Гроховська Ю. Р. Еколого-географічний огляд іхтіофауни Рівненської області / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // VIII Міжнародна іхтіологічна науково-практична конференція «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології» (Херсон, 17–19 вересня 2015 року). – С. 45–49.
261. Біологічний моніторинг водного середовища: навчальний посібник / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, Т. М. Колесник. – Рівне : НУВГП, 2010. – 341 с.
262. Гроховська Ю. Р. Аналіз гідроекологічних процесів у малій річці / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Таврійський науковий вісник : Збірн. наук. праць ХДАУ. – 2007. – Вип. 48. – С. 121–129.
263. Szabo S. The strength of limiting factors for duckweed during algal competition / S. Szabo, R. Roijackers, M. Scheffer // Archiv für Hydrobiologie. – 2005. – 164 (1). – P. 127–140.
264. Edwards P. Cultivation of duckweeds in septage-loaded earthen ponds / P. Edwards, M. S. Hassan, C. H. Chao, C. Pacharaprakiti // Bioresource Technology. – 1992. – 40(1). – P. 109–117.
265. Cross J. W. Duckweed herbivores and pathoges: animals and microorganisms that feed on duckweeds. The Charms of Duckweed, 2005. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.mobot.org/jwcross/duckweed/duckweed-pests.html>.
266. Zimmo O. R. Process performance assessment of algae-based and duckweed-based wastewater treatment systems / O. R. Zimmo, R. M. Al-Saed, N. P. Van der Steen, H. J. Gijzen // Water Science and Technology. – 2002. – 45(1). – P. 91–101.
267. Leng R. A. Duckweed – a potential high-protein feed resource for domestic animals and fish / Leng R. A., Stambolie J. H., R. Bell // Livestock Research for

- Rural Development. – 1995. – Volume 7. – Article 5. – P. 100–117. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.lrrd.org/lrrd7/1/3.htm>
268. Frederic M. Comprehensive modeling of mat density effect on duckweed (*Lemna minor*) growth under controlled eutrophication / M. Frederic, L. Samir, M. Louise, A. Abdelkrim // Water Research. – 2006. – Vol. 40. – P. 2901–2910.
269. Кононцев С. В. Аналіз відповідності складу забруднень оборотної води УЗВ потребам водних рослин у макроелементах / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Л. А. Саблій, М. Ю. Козар // ВІСНИК НУВГП. – 2017 р. – Випуск 3(79). – С. 68–76.
270. Гроховська Ю. Р. Аналіз відповідності гідрохімічних показників водних об'єктів Рівненщини рибогосподарським вимогам / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2012. – Вип. 2 (58). – С. 114–121.
271. Кононцев С. В. Ефективність видалення сполук Нітрогену у фітореакторі з рясковими / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій / Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти (26–28 жовтня 2016 р., м. Київ) : матер. IV Міжнар. наук.–практ.конф. – К. : НТУУ «КПІ», 2016. – С. 106–108.
272. Кононцев С. В. Принцип біоконвеєра в очищенні води рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська // Збірник статей за матеріалами Міжнародного Конгресу та Технічної виставки ЕТЕВК-2015 «Екологія, Технологія, Економіка, Водопостачання, Каналізація» (Іллічівськ, 8–12 червня 2015 року). – С. 194–197.
273. Кононцев С. В. Адаптація ряскових (LEMNOIDEAE) до умов органічного забруднення води. / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Л. А. Саблій, М. С. Коренчук // Вісник Хмельницького Національного Університету. Серія: Технічні науки. – 2018. – №2 (259). – С. 141–146.
274. Кононцев С. В. Біотехнологія очищення води при вирощуванні кларієвого сома в УЗВ / С. В. Кононцев // Вода і водоочисні технології. Науково–технічні вісті. – № 3 (20). – 2016. – С. 57–64.

275. Sabliy L. Nitrogen removal from fish farms water by *Lemna minor* and *Wolffia arrhiza* / L. Sabliy, S. Konontsev, J. Grokhovska [et al.] // Proceedings Society of Ecological Chemistry and Engineering (SEChE), Proceeding of ECOpole. – 2016. – Vol. 10. – No. 2. – P. 499–504.
276. Landolt E. Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae) / E. Landolt // The family of Lemnaceae – a monographic study. – Volume 1. – Veroff. Geobot. Inst. ETH, Zurich, 1986. – 638 p.
277. Bekcan S. Measurements of the effects of liquid fertilizers at the different levels on duckweed (*Lemna minor* L.) growth using image analysis technique / S. Bekcan, H. H. Atar, A. Beyaz // Biotechnology and Biotechnological Equipment. – 2009. – Vol. 23. – No. 2. – P. 1205–1209.
278. Кононцев С. В. Ефективність видалення сполук Нітрогену рослинами в інтегрованій мультитрофічній аквакультурі / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, М. Ю. Козар, Ю. Р. Гроховська // Науковий Вісник Будівництва. – 2018. – 91 (1). – С. 331–335.
279. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. / Д. В. Дубына, С. М. Стойко, К. М. Сытник [и др.] ; под ред. С. Гейны, К. М. Сытник. – К. : Наук. думка, 1993. – 434 с.
280. Men X. B. Duckweed (*Lemna spp*) as replacement for roasted soya beans in diets of broken rice for fattening ducks on a small scale from the Mekong delta / X. B. Men, B. Ogle, T. R. Preston // Livestock Research for Rural Development 8, 1996. – P. 14–19.
281. Leng R. A. DUCKWEED: A tiny aquatic plant with enormous potential for agriculture and environment. – FAO, 1999. – Retrieved 2016–11–20.
282. Кононцев С. В. Аналіз умов формування та складу забруднень технологічної води УЗВ / С. В. Кононцев, Л.А. Саблій // Матеріали науково-практичної конференції «Меліорація та водовикористання – сталий розвиток водогосподарського комплексу країни» (17 березня 2017 р., м. Мелітополь). – С. 51–53.

283. Саблій Л. А. Сучасні тенденції у біотехнології очищення оборотної води рибницьких індустріальних господарств / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев // Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції «Водопостачання та водовідведення. Проектування, будова, експлуатація, моніторинг». (4–6 листопада 2015). – Львів : ЗУКЦ – С. 125–127.
284. Кононцев С. В. Біологічна технологія мінералізації осадів рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій // Матеріали XIX Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство» (12–13 травня 2016 р., м. Київ). – К. : НТУУ «КП», 2016. – С. 97–98.
285. Гроховська Ю. Р. Фізіолого-біохімічні основи очищення оборотної води УЗВ від сполук нітрогену та фосфору / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: технічні науки. – 2018. – Том 29 (68). – Ч. 3. – № 1. – С. 42–48.
286. Кононцев С. В. Использование макрофитов для биофильтрации воды в установках замкнутого водоснабжения / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховская // Рыбоводство и рыбное хозяйство. – ООО Издательский дом «Панорама». – 2017. – Вып. 4. – С. 56–60.
287. Саблій Л. А. Реалізація концепції системи інтегрованої мультитрофічної аквакультури у прісноводних рибницьких господарствах з замкнутим водопостачанням / Л. А. Саблій, М. С. Коренчук, С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська / Вісник Хмельницького Національного Університету. Серія: Технічні науки. – 2017. – №5. – С. 89–93.
288. Кононцев С. Біотехнологія культивування кормових організмів у системі відновлення якості води рибницьких комплексів індустріального типу / С. Кононцев, Л. Саблій, Ю. Гроховська // Біотехнологія: досвід, традиції та інновації : збірник наукових праць. – НУХТ. – 2016. – С. 84–91.
289. Кононцев С. В. Використання гідробіонтів різних трофічних груп у процесах очищення забрудненої води УЗВ / С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2016 р. – Випуск 3(75). – С. 97–103.

290. Walker C. Cambridge Dictionary of Science and Technology (reprint ed.) / C Walker, M. B. Peter // Edinburgh : Press Syndicate of the University of Cambridge, 1990. – p. 658.
291. Martin R. B. Free energies and equilibria of peptide bond hydrolysis and formation / R. B. Martin // Biopolymers. – 1998. – 45. – P. 351–353.
292. Radzicka Anna. Rates of Uncatalyzed Peptide Bond Hydrolysis in Neutral Solution and the Transition State Affinities of Proteases / Anna Radzicka, Richard Wolfenden // Journal of the American Chemical Society. – 1996. – 118 (26). – P. 6105–6109.
293. Кононський О. І. Біохімія тварин / Кононський О. І. – К. : Вища школа, 2006. – 454 с.
294. Varghese T. Nucleotides in aquafeeds: a right step towards sustainable nutrition / Tincy Varghese, P. Mishal, K. P. Sandeep, A. K. Pal // Fishing chimes. – 2015. – Vol.35. – No.7. – P. 49–55.
295. Gutowska M.A. Digestive chitinolytic activity in marine fishes of Monterey Bay, California / M. A. Gutowska, J. C. Drazen, B. H. Robison // Comparative Biochemistry and Physiology. – 2004. – 139 (3). – P. 351–358.
296. Autolysis and aging of *Penicillium chrysogenum* cultures under carbon starvation: Chitinase production and antifungal effect of allosamidin / Sámi L., Pusztahelyi T., Emri T. [et al.] // The Journal of General and Applied Microbiology. – 2001. – 47 (4). – P. 201–211.
297. Karrer P. Polysaccharide XXXIX. Über den enzymatischen Abbau von Chitin and Chitosan I / P. Karrer and A. Hofmann // Helvetica Chimica Acta. – 1929. – 12 (1). – P. 616–637.
298. Hayward P. Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe / P. J. Hayward // Oxford University Press. – 1996. – P. 484–628.
299. Ruppert E. E. Invertebrate Zoology / E. E. Ruppert, R. S. Fox R. D. Barnes. – 7 Brooks : Cole, 2004. – P. 284–291.
300. Rawat R. Anatomy of Mollusca / R. Rawat – New Delhi, India : International scientific publishing academy, 2010. – 260 p.

301. Varghese T. Nucleotides in aquafeeds: a right step towards sustainable nutrition / T. Varghese, P. Mishal, K. P. Sandeep, A. K. Pal // *Fishing chimes*. – Vol.35. – No.7. – P. 49–55.
302. De Silva N. S., Quinn P. A. Characterization of phospholipase A1, A2, C activity in *Ureaplasma urealyticum* membranes / N. S. De Silva, P. A. Quinn // *Mol. Cell. Biochem.* – 1999. – 201 (1-2). – P. 159–67.
303. Richmond G. S. Phospholipases A1 / Richmond G. S., Smith T. K. // *International Journal of Molecular Sciences*. – 2011. – 12 (1). – P. 588–612.
304. Губський Ю. Біологічна хімія / Ю. Губський. – Київ-Тернопіль : Укрмедкнига, 2000. – 508 с.
305. Кононцев С. В. Екологічна технологія відновлення якості води індустріальних рибницьких господарств // Тези Всеукраїнської науково-практичної конференції «Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції» (27 жовтня 2016 р.). – Житомир : ЖДТУ, 2016. – С. 63.
306. Саблій Л. А. Біологічні аспекти очищення оборотної води рибницьких господарств із замкнутим циклом водозабезпечення / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська // «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (8–11 жовтня 2014 р., м. Київ) : матер. II Міжнар. науково–практичної конференції – К. : Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2014. – С. 166–169.
307. Konontcev S. Purification of RAS circulating water from Phosphorous compounds / S. Konontcev, L. Sablij, Yu. Pylypenko [et al.] // *Acta Biol. Univ. Daugavp.* – 2017. – 17 (2). – P. 193–197.
308. Кононцев С. В. Использование макрофитов для очистки воды УЗВ от соединений азота / С. В. Кононцев, Л. А. Саблий, Ю. Р. Гроховская // *Вопросы рыбного хозяйства Беларуси: сб. науч. тр. [Под общ.ред. В. Ю. Агееца]*. – Минск. – 2015. – Вып. 31. – С. 85–90.
309. Гроховська Ю. Р. Фітоаккумуляція макро- і мікроелементів – перспективи покращення якості поверхневих вод / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // *Збірник статей науково-практичної конференції з міжнародною участю «Вода:*

проблеми та шляхи вирішення» (м. Рівне, 6-8 липня 2016 р.). – Житомир : ЖДУ ім. І. Франка – С. 41–47.

310. Кононцев С. В. Конверсія компонентів корму при вирощуванні рибницької продукції в установках із замкнутим водопостачанням / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, М. С. Коренчук // «Наукові горизонти». – 2018. – Випуск 4 (67). – С. 94–103.

311. Кононцев С. В. Очищення оборотної води рибницьких господарств індустріального типу від сполук фосфору / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Л. А. Саблій, М. Ю. Козар // Вісник інженерної академії України. – 2018. – №2. – С. 160–164.

312. Кононцев С. В. Забезпечення енергоефективної терморегуляції рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій // Актуальні проблеми систем теплогазопостачання і вентиляції, водопостачання та водовідведення : зб. наук. праць. – Рівне : НУВГП. – 2015. – С. 177–180.

313. Патент України на корисну модель № 118778, МПК C02F 3/32, C02F 3/34. Пристрій для біологічного очищення стічних вод / Саблій Л. А., Кононцев С. В., Коренчук М. С.: заявл. 13.03.17; опубл. 28.08.17, Бюл. №16.

314. Саблій Л. А. Використання аераційної системи ежекторного типу для біологічного очищення стічних вод / Л. А. Саблій, О. М. Ободович, В. В. Сидоренко, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Вода і водоочисні технології. Науково–технічні вісті. № 4 (31). – 2017. – С. 18–23.

315. Саблій Л. А. Підвищення ефективності аерування мулової суміші в аеротенках шляхом використання низьконапірного аератора / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: наук. - техн. зб. – К. : КНУБА, 2017. – Вип. №28. – С. 290–295.

316. Саблій Л. А. Використання гідромеханічної системи аерації для біологічного очищення стічних вод / Л. А. Саблій, О. М. Ободович, В. В. Сидоренко, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // матер. V Міжнар. наук.–практ. конф. «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти»

- (26–27 жовтня 2016 р., м. Київ) – К. : Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2017. – С. 187–188.
317. Саблій Л. А. Аналіз ефективності застосування роторних аераторів при очищенні води у системах з оборотним водопостачанням / Л. А. Саблій, М. С. Коренчук, С. В. Кононцев // Вісник КНУТД. Серія «Технічні науки». – 2018. – № 2 (120). – с. 56–61.
318. Кононцев С. В. Моделювання процесів видалення сполук нітрогену з оборотної води індустріальних рибницьких господарств / С. В. Кононцев // Математичне моделювання в економіці. – № (1) – 2018 р. – с. 93–102.
319. Якушев Е. В. Моделирование химико-биологических циклов в Белом море: расчет сезонной изменчивости фосфора, азота и кислорода / Е. В. Якушев, Г. Е. Михайловский // Океанология. – 1993. – Т. 33. – № 5. – С. 695–702.
320. Яцало Б. И. О динамике замкнутых экологических систем // Динамика биологических популяций. – Горький : Изд. ГГУ, 1984. – С. 3–16.
321. Айзатуллин Т. А. Моделирование трансформации органических загрязнений в экосистемах и самоочищения водотоков и водоемов / Т. А. Айзатуллин, А. В. Лебедев // Итоги Науки и Техники. Общая экология, биоценология, гидробиология. – М. : Изд. ВИНТИ, 1977. – Т.4. – С. 8–75.
322. Патент України на корисну модель № 120662, МПК C02F 3/34, A01K 61/10. Спосіб трансформації нерозчинених органічних забруднень в умовах рециркуляційних аквакультурних систем при вирощуванні риби / Пилипенко Ю. В., Гроховська Ю. Р., Кононцев С. В., Ковальов Ю. І. : заявл. 06.06.17; опубл. 10.11.17, Бюл. №21.
323. Патент України на корисну модель № 105121, МПК C02F 3/34. Біореактор для очищення оборотних вод рибницьких господарств від біогенних елементів / Кононцев С. В.; Саблій Л. А.; Гроховська Ю. Р.; Жукова В. С. : заявл. 22.07.2015; опубл. 10.03.2016, Бюл. №5.

324. Саблій Л. А. Очищення оборотної води УЗВ у біореакторі з похилими полицями / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Вісник інженерної академії України. – 2018. – № 1. – С. 156–162.
325. Саблій Л. А. Використання вищих водних рослин для очищення води у індустріальному рибництві / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська / «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» : матер. IV Міжнар. наук.–практ. конф. (20–30 жовтня 2015 р., м. Київ). – К. : Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2015. – С. 180–181.
326. Кононцев С. В. Очищення води рибницьких господарств із замкнутим циклом водопостачання від сполук амонійного нітрогену / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: наук.-техн. зб. – К.: КНУБА, 2016. – Вип. №27. – С. 170–177.
327. Патент України на корисну модель № 102108, МПК C02F 3/34. Спосіб біологічного очищення оборотних вод рибницьких господарств індустріального типу / Кононцев С. В., Саблій Л. А., Гроховська Ю. Р., Жукова В. С. : заявл. 22.05.15; опубл. 12.10.15, Бюл. №19.
328. Гроховська Ю. Р. Екологічна різноманітність іхтіофауни річки Стир / Гроховська Ю. Р., Кононцев С. В., Кульпач А. В. // Вісник НУВГП. – 2014. – Вип.1(65). – С. 9–21.
329. Гроховська Ю. Р. Аналіз впливу гідрохімічного режиму на видове різноманіття іхтіофауни річок Рівненщини / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, А. В. Хорхолюк // Вісник НУВГП. – 2013. – Вип. 3 (63). – С. 61–74.
330. Гроховська Ю. Р. Загальна характеристика іхтіофауни Рівненської області / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, Г. П. Воловик // Шляхи збереження і відновлення рибництва та водних екосистем у Поліському регіоні : матеріали Всеукр. наукової конф., (24–26 жовт. 2011 р.) – Рівне. – 2011. – С. 53–61.
331. Кадастр іхтіофауни Рівненської області : монографія / [Гроховська Ю. Р., Воловик Г. П., Кононцев С. В. та ін.]; за ред. Мошинського В. С., Гроховської Ю. Р. – Рівне: ТЗОВ «Дока центр», 2012. – 200 с.

332. Антропогенний вплив на екологічний стан і структуру біоти водних екосистем басейну Прип'яті / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Міжнародна науково–практична конференція «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку» до 60–річчя від дня народження д.с.-г.н., професора Пилипенка Ю. В. (25-26 жовтня 2018р.). – Херсон: Олді–плюс, 2018. – С. 390–393.
333. Гроховська Ю. Р. Оцінка якості води Чорного моря в районі м. Ялта / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2007. – Вип. 3 (39). – С. 47–53.
334. Гроховська Ю. Р. Рідкісні види круглоротих і риб Рівненщини / Ю. Р. Гроховська, В. О. Мосніцький, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2011. – Вип. 3 (55). – С. 46–52.
335. Кононцев С. В. Порівняльний аналіз методів знезараження води рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська // Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки. – 2010. – Вип. 2 (50). – С. 58–63.
336. Кононцев С. В. Хвороби декоративних риб та шляхи їх поширення / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська // Таврійський науковий вісник: збірн. наук. праць ХДАУ. – 2011. – Вип. 76. – С. 240–246.
337. Ботаніка з основами гідроботаніки : навчальний посібник. / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев. – Рівне : НУВГП, 2010. – 341 с.
338. Гідроботаніка : навчальний посібник / Гроховська Ю. Р., Ходосовцев О. Є., Пилипенко Ю. В., Кононцев С. В. – Херсон : Олді-Плюс, 2013. – 376 с.
339. Chaves P.A. Assessment of fish culture water improvement through integration of hydroponically grown lettuce / P. A. Chaves, L. M. Laird, R. Sutherland and J. Beltrao // Water Science and Technology. – 2000. – 42 (1-2). – P. 43–47.
340. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture / Amir Neori, Thierry Chopin, Max Troell [et al.] // Aquaculture. – 2004. – 231. – P. 361–391.

341. Саблій Л. А. Дослідження ефективності видалення іонів феруму вищими водними рослинами / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук, Д. С. Колтишева // Наукові праці ВНТУ. – 2018. – № 2. – 5 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://praci.vntu.edu.ua/index.php/praci/article/view/546>
342. Кононцев С. В. Комплексне очищення оборотної води УЗВ з використанням інтегрованих систем аквапоніки / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська, М. С. Коренчук // Вісник інженерної академії України. – 2018. – №3. – С. 171–176.
343. Кононцев С. В. Екологічна біотехнологія очищення стічних вод та культивування кормових організмів : монографія / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська. – Рівне : НУВГП, 2011. – 154 с.
344. Обладнання та проектування в біоенергетиці та водоочищенні і управління безпекою праці: підручник [Л. А. Саблій, О. М. Бунчак, В. С. Жукова, С. В. Кононцев]. – Рівне: НУВГП, 2018. – 376 с.

ДОДАТКИ

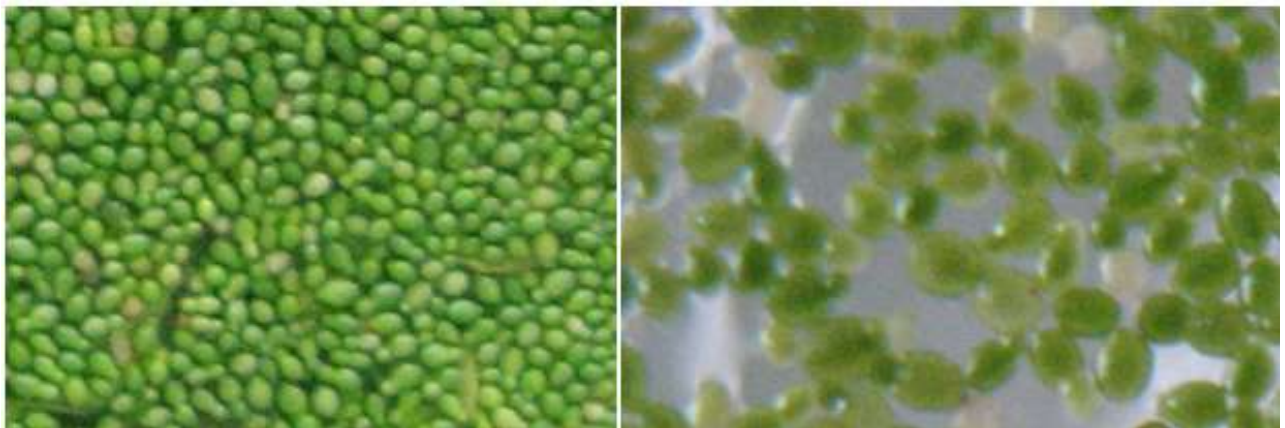
Додаток А

Найбільш перспективні для культивування в якості очисних агентів оборотної води УЗВ рослини з родини Ароїдних (Araceae) підродини Ряскових

А.1. (Lemonideae) – сумісне вирощування кількох видів.



А.2. *Wolffia arrhiza*



A.3. *Spirodela polyrrhiza*



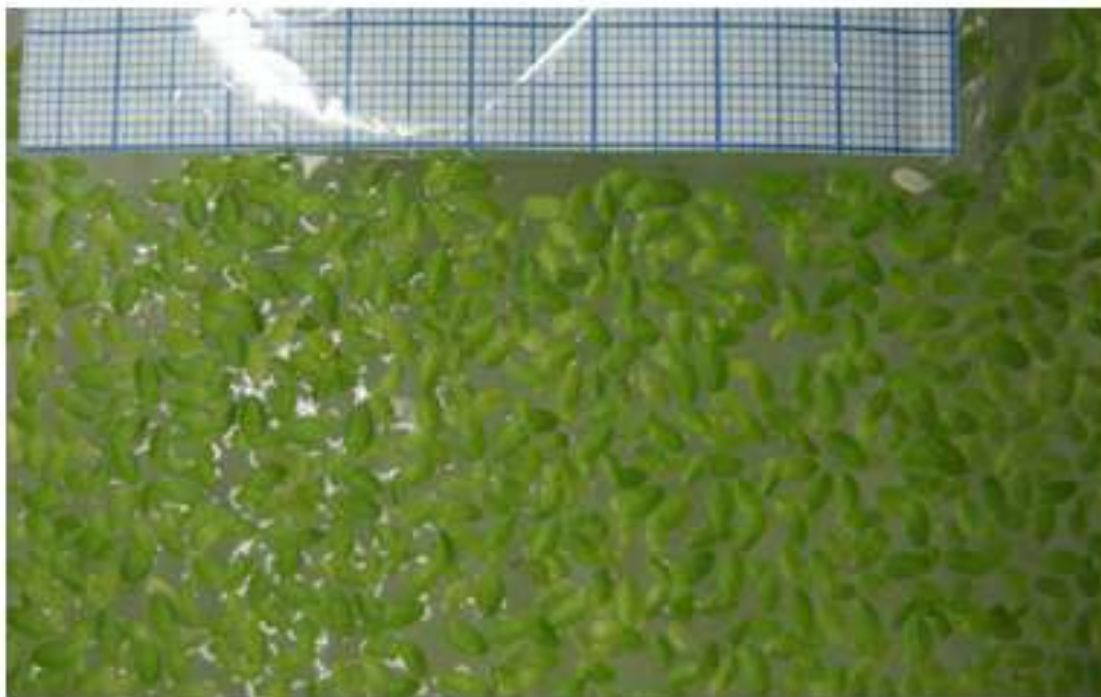
A.4. *Lemna trisulca*



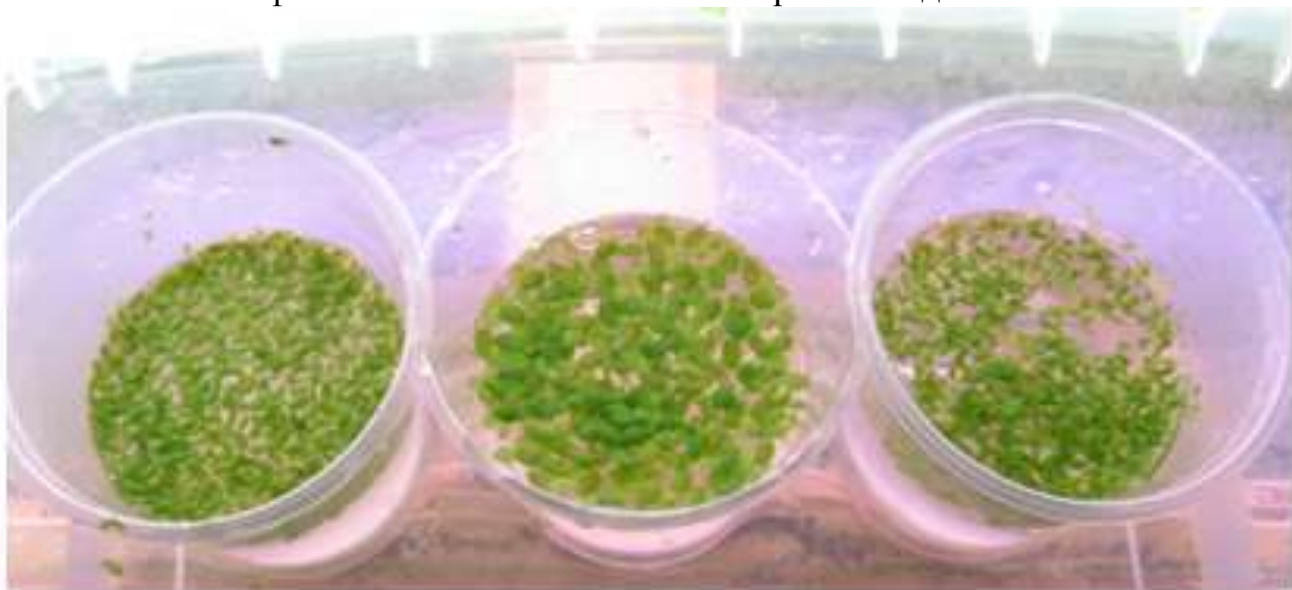
Додаток Б

Дослідження морфологічних змін ряскових при культивуванні в фітореакторі
для очищення оборотної води УЗВ

Б.1. Розмірно-морфологічні характеристики ряски малої при культивуванні у
фітореакторі для очищення оборотної води УЗВ



Б.2. Зміни морфологічних показників залежно від параметрів освітлення та фізико-хімічних показників оборотної води



Додаток В

Узагальнені результати дослідження культивування ряскових
з метою очищення води від амонійного Нітрогену

	Дата	Номер ємності							Сума
		I	II	III	IV	V	VI	VII	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	17.08.15	3	4	4	4	4	4	4	27
<i>Lemna minor</i>		7	8	8	7	10	10	8	58
<i>L.trisulca</i>		8	6	10	6	10	7	8	55
<i>Wolffia arrhiza</i>		24	35	25	35	44	40	36	239
NH ₄ ⁺ (мг/л)	19.08.15	0,047	0,08	0,15	0,272	2,21	4,77	5,02	12,549
<i>Spirodela polyrrhiza</i>		4	4	4	4	4	4	4	28
<i>Lemna minor</i>		10	10	10	6	10	10	8	64
<i>L.trisulca</i>		8	6	10	6	10	7	8	55
<i>Wolffia arrhiza</i>		24	40	30	42	50	40	40	266
NH ₄ ⁺ (мг/л)	22.08.15	0,05	0,05	0,11	0,027	0,31	0,55	1,03	2,127
<i>Spirodela polyrrhiza</i>		4	5	6	5	6	5	5	36
<i>Lemna minor</i>		9	14	14	16	28	16	19	116
<i>L.trisulca</i>		9	6	12	0	11	9	5	52
<i>Wolffia arrhiza</i>		15	40	30	46	45	70	90	336
NH ₄ ⁺ (мг/л)	25.08.15	0,026	0,038	0,019	0,023	0,028	0,049	0,14	0,323
<i>Spirodela polyrrhiza</i>		4	6	6	5	9	11	7	48
<i>Lemna minor</i>		9	14	17	5	32	40	25	142
<i>L.trisulca</i>		9	6	0	0	0	0	0	15
<i>Wolffia arrhiza</i>		17	25	23	28	60	80	110	343
NH ₄ ⁺ (мг/л)	28.08.15	0,02	0,033	0,016	0,021	0,023	0,043	0,12	0,276
<i>Spirodela polyrrhiza</i>		5	6	7	5	12	18	9	62
<i>Lemna minor</i>		13	18	17	5	35	42	35	165
<i>L.trisulca</i>		10	3	0	0	0	0	0	13
<i>Wolffia arrhiza</i>		17	21	21	26	70	90	120	365
NH ₄ ⁺ (мг/л)	31.08.15	0,014	0,025	0,26	0,34	0,024	0,027	0,019	0,709
<i>Spirodela polyrrhiza</i>		5	6	7	5	15	21	11	70
<i>Lemna minor</i>		16	22	16	8	45	40	52	199
<i>L.trisulca</i>		11	0	0	0	0	0	0	11
<i>Wolffia arrhiza</i>		15	18	20	26	90	115	130	414

Додаток Г
Проміжні розрахунки

Г.1. Оцінка реалізації репродуктивного потенціалу ряскових

	Номер ємності						
	I	II	III	IV	V	VI	VII
<i>Spirodela polyrrhiza</i>							
$\ln(N_0)$	1,0986	1,3863	1,3863	1,3863	1,3863	1,3863	1,3863
$\ln(N_t)$	1,6094	1,7918	1,9459	1,6094	2,7081	3,0445	2,3979
r	0,036488	0,028962	0,039973	0,015939	0,094411	0,118445	0,072257
$t_{\text{подв}}$	18,99552	23,93153	17,3394	43,48501	7,341295	5,851668	9,592123
<i>Lemna minor</i>							
$\ln(N_0)$	1,94591	2,079442	2,079442	1,94591	2,302585	2,302585	2,079442
$\ln(N_t)$	2,772589	3,091042	2,772589	2,079442	3,806662	3,688879	3,951244
r	0,059048	0,072257	0,049511	0,009538	0,107434	0,099021	0,1337
$t_{\text{подв}}$	11,73781	9,592123	13,99905	72,66756	6,451397	6,999524	5,183988
<i>L. trisulca</i>							
N_0	2,079442	1,791759	2,302585	1,791759	2,302585	1,94591	2,079442
N_t	2,397895	0	0	0	0	0	0
r	0,022747	0	0	0	0	0	0
$t_{\text{подв}}$	30,47036	0	0	0	0	0	0
<i>Wolffia arrhiza</i>							
N_0	3,178054	3,555348	3,218876	3,555348	3,78419	3,688879	3,583519
N_t	2,70805	2,890372	2,995732	3,258097	4,49981	4,744932	4,867534
r	-0,03357	-0,0475	-0,01594	-0,02123	0,051116	0,075432	0,091715
$t_{\text{подв}}$	-20,6454	-14,5921	-43,485	-32,6437	13,55943	9,188367	7,557074

Проміжні розрахунки для побудови графіків

Г.2. Динаміка концентрації NH_4^+ у пробі води під час культивування ряскових (ряска мала та вольфія), мг/дм^3

Дата спостережень	Номер						
	I	II	III	IV	V	VI	VII
19.08	0,047	0,08	0,15	0,272	2,21	4,77	5,02
22.08	0,05	0,05	0,11	0,027	0,31	0,55	1,03
25.08	0,026	0,038	0,019	0,023	0,028	0,049	0,140
29.08	0,020	0,033	0,016	0,021	0,023	0,043	0,12
31.08	0,014	0,025	0,26	0,34	0,024	0,027	0,019

Зміна концентрації NH_4^+ у процесі культивування ряскових (мг/л)

Г.3. Зміна чисельності *Spirodela polyrrhiza* впродовж культивування

Дати контролю	I	II	III	IV	V	VI	VII
17.08	1	1	1	1	1	1	1
19.08	1,333333	1	1	1	1	1	1
22.08	1,333333	1,25	1,5	1,25	1,5	1,25	1,25
25.08	1,333333	1,5	1,5	1,25	2,25	2,75	1,75
29.08	1,666667	1,5	1,75	1,25	3	4,5	2,25
31.08	1,666667	1,5	1,75	1,25	3,75	5,25	2,75

Г.4. Зміна чисельності *Lemna minor* впродовж культивування

Дати контролю	I	II	III	IV	V	VI	VII
17.08	1	1	1	1	1	1	1
19.08	1,428571	1,25	1,25	0,857143	1	1	1
22.08	1,285714	1,75	1,75	2,285714	2,8	1,6	2,375
25.08	1,285714	1,75	2,125	0,714286	3,2	4	3,125
29.08	1,857143	2,25	2,125	0,714286	3,5	4,2	4,375
31.08	2,285714	2,75	2	1,142857	4,5	4	6,5

Г.5. Зміна чисельності ряски триборозенчастої (*Lemna trisulca*)

впродовж культивування

Дати контролю	I	II	III	IV	V	VI	VII
17.08	1	1	1	1	1	1	1
19.08	1	1	1	1	1	1	1
22.08	1,125	1	1,2	0	1,1	1,285714	0,625
25.08	1,125	1	0	0	0	0	0,625
29.08	1,25	0,5	0	0	0	0	0
31.08	1,375	0	0	0	0	0	0

Г.6. Зміна чисельності вольфії (*Wolffia arrhiza*) впродовж культивування

Дати контролю	I	II	III	IV	V	VI	VII
17.08	1	1	1	1	1	1	1
19.08	1	1,142857	1,2	1,2	1,136364	1	1,111111
22.08	0,625	1,142857	1,2	1,314286	1,022727	1,75	2,5
25.08	0,708333	0,714286	0,92	0,8	1,363636	2	3,055556
29.08	0,708333	0,6	0,84	0,742857	1,590909	2,25	3,333333
31.08	0,625	0,514286	0,8	0,742857	2,045455	2,875	3,611111

Г.7. Зміна чисельності ряскових впродовж культивування

Дати	I	II	III	IV	V	VI	VII
17.08	1	1	1	1	1	1	1
19.08	1,095238	1,132075	1,148936	1,115385	1,088235	1	1,071429
22.08	0,880952	1,226415	1,319149	1,288462	1,323529	1,639344	2,125
25.08	0,928571	0,962264	0,978723	0,730769	1,485294	2,147541	2,625
29.08	1,071429	0,90566	0,957447	0,692308	1,720588	2,459016	2,928571
31.08	1,119048	0,867925	0,914894	0,75	2,205882	2,885246	3,446429

Додаток Д

Відносна зміна чисельності ряскових упродовж періоду культивування

	I	II	III	IV	V	VI	VII
Спіродела	1	1	1	1	1	1	1
Р.триборозенчаста	1	1	1	1	1	1	1
Р.мала	1	1	1	1	1	1	1
Вольфія	1	1	1	1	1	1	1
Сума	1	1	1	1	1	1	1
Спіродела	1,333333	1	1	1	1	1	1
Р.триборозенчаста	1	1	1	1	1	1	1
Р.мала	1,428571	1,25	1,25	0,857143	1	1	1
Вольфія	1	1,142857	1,2	1,2	1,136364	1	1,111111
Сума	1,095238	1,132075	1,148936	1,115385	1,088235	1	1,071429
Спіродела	1,333333	1,25	1,5	1,25	1,5	1,25	1,25
Р.триборозенчаста	1,125	1	1,2	0	1,1	1,285714	0,625
Р.мала	1,285714	1,75	1,75	2,285714	2,8	1,6	2,375
Вольфія	0,625	1,142857	1,2	1,314286	1,022727	1,75	2,5
Сума	0,880952	1,226415	1,319149	1,288462	1,323529	1,639344	2,125
Спіродела	1,333333	1,5	1,5	1,25	2,25	2,75	1,75
Р.триборозенчаста	1,125	1	0	0	0	0	0,625
Р.мала	1,285714	1,75	2,125	0,714286	3,2	4	3,125
Вольфія	0,708333	0,714286	0,92	0,8	1,363636	2	3,055556
Сума	0,928571	0,962264	0,978723	0,730769	1,485294	2,147541	2,625
Спіродела	1,666667	1,5	1,75	1,25	3	4,5	2,25
Р.триборозенчаста	1,25	0,5	0	0	0	0	0
Р.мала	1,857143	2,25	2,125	0,714286	3,5	4,2	4,375
Вольфія	0,708333	0,6	0,84	0,742857	1,590909	2,25	3,333333
Сума	1,071429	0,90566	0,957447	0,692308	1,720588	2,459016	2,928571
Спіродела	1,666667	1,5	1,75	1,25	3,75	5,25	2,75
Р.триборозенчаста	1,375	0	0	0	0	0	0
Р.мала	2,285714	2,75	2	1,142857	4,5	4	6,5
Вольфія	0,625	0,514286	0,8	0,742857	2,045455	2,875	3,611111
Сума	1,119048	0,867925	0,914894	0,75	2,205882	2,885246	3,446429

Додаток Е

Дослідження динаміки росту рослин залежно від кількості внесеного мулу

	№	1	2	3	4	5	6	7
Об'єм мулу, мл		2	4	6	8	10	20	30
	Спіродела	3	4	4	4	4	4	4
	Р.триборозенчаста	8	6	10	6	10	7	8
	Р.мала	7	8	8	7	10	10	8
	Вольфія	24	35	25	35	44	40	36
Сума								
	Спіродела	4	4	4	4	4	4	4
	Р.триборозенчаста	8	6	10	6	10	7	8
	Р.мала	10	10	10	6	10	10	8
	Вольфія	24	40	30	42	50	40	40
Сума								
	Спіродела	4	5	6	5	6	5	5
	Р.триборозенчаста	9	6	12		11	9	5
	Р.мала	9	14	14	16	28	16	19
	Вольфія	15	40	30	46	45	70	90
Сума								
	Спіродела	4	6	6	5	9	11	7
	Р.триборозенчаста	9	6					0
	Р.мала	9	14	17	5	32	40	25
	Вольфія	17	25	23	28	60	80	110
Сума								
	Спіродела	5	6	7	5	12	18	9
	Р.триборозенчаста	10	3					
	Р.мала	13	18	17	5	35	42	35
	Вольфія	17	21	21	26	70	90	120
Сума								
	Спіродела	5	6	7	5	15	21	11
	Р.триборозенчаста	11						
	Р.мала	16	22	16	8	45	40	52
	Вольфія	15	18	20	26	90	115	130

Додаток Ж

Результати дослідження динаміки окремих представників ряскових при культивуванні у штучних умовах

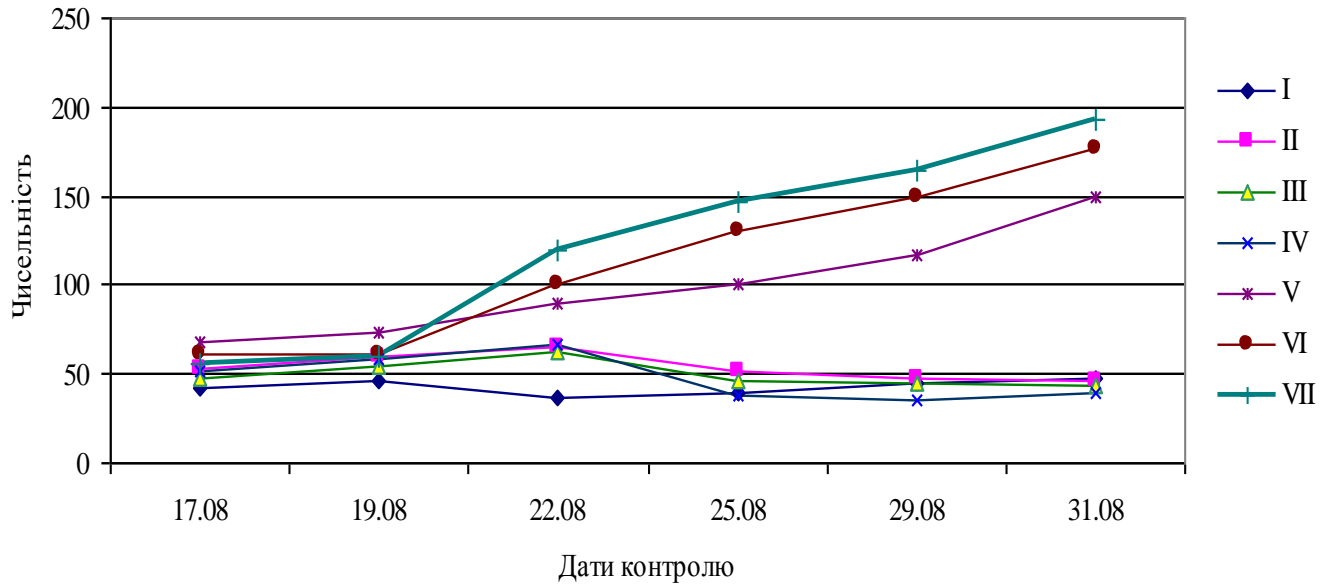


Рис. Ж1. Зміна чисельності ряскових впродовж культивування¹

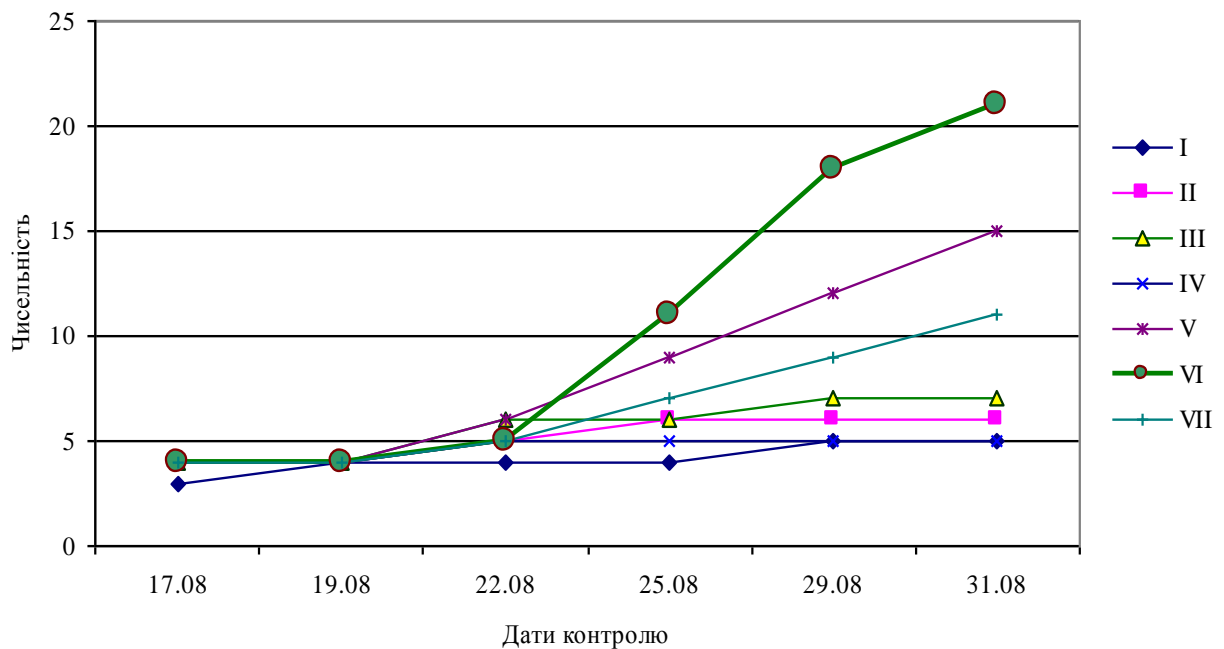


Рис. Ж2. Зміна чисельності спіродели впродовж культивування

¹ Номер дня закладання дослідів 0

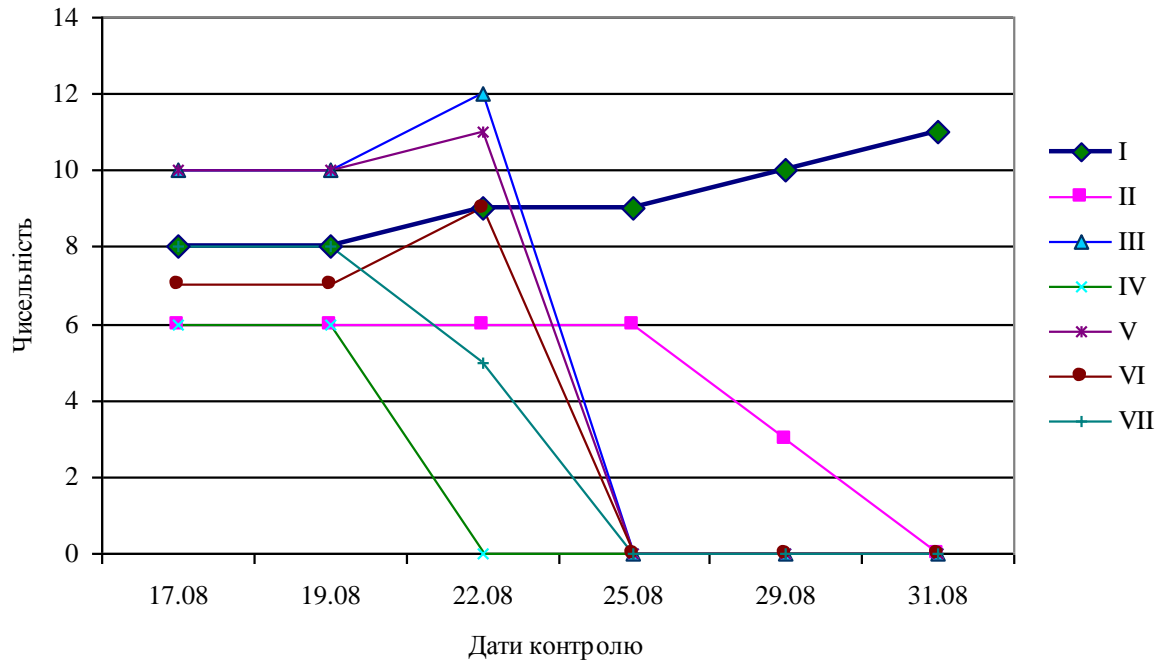


Рис. Ж3. Зміна чисельності ряски триборозенчастої впродовж культивування

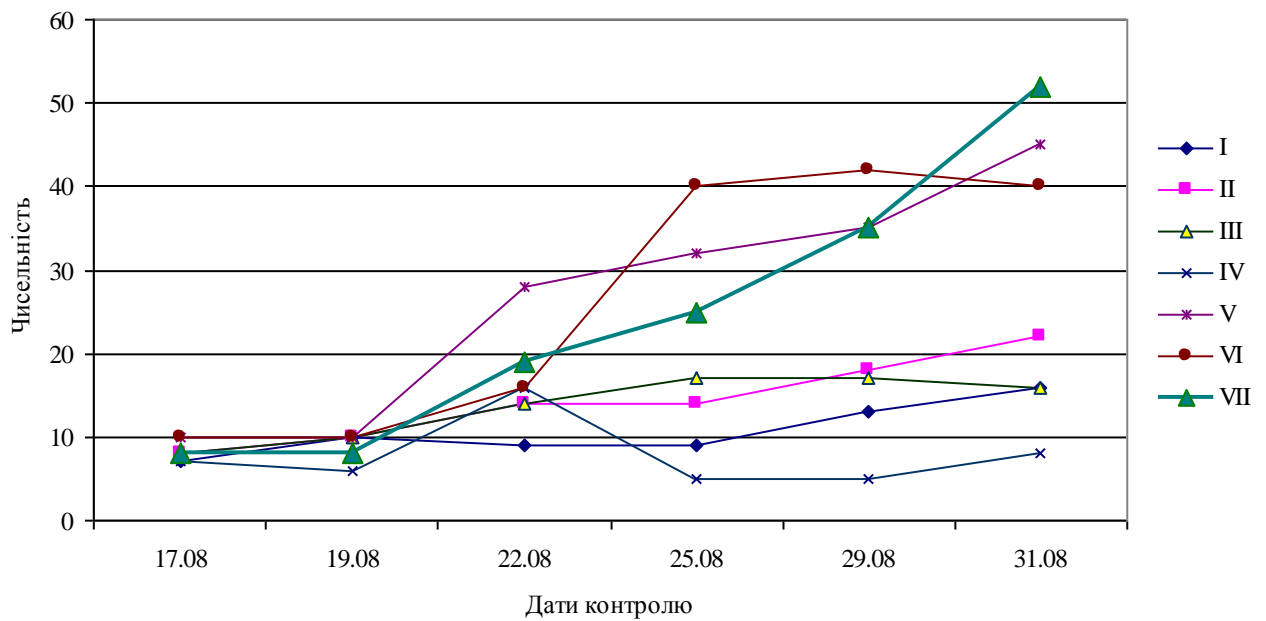


Рис. Ж4. Зміна чисельності ряски малої впродовж культивування

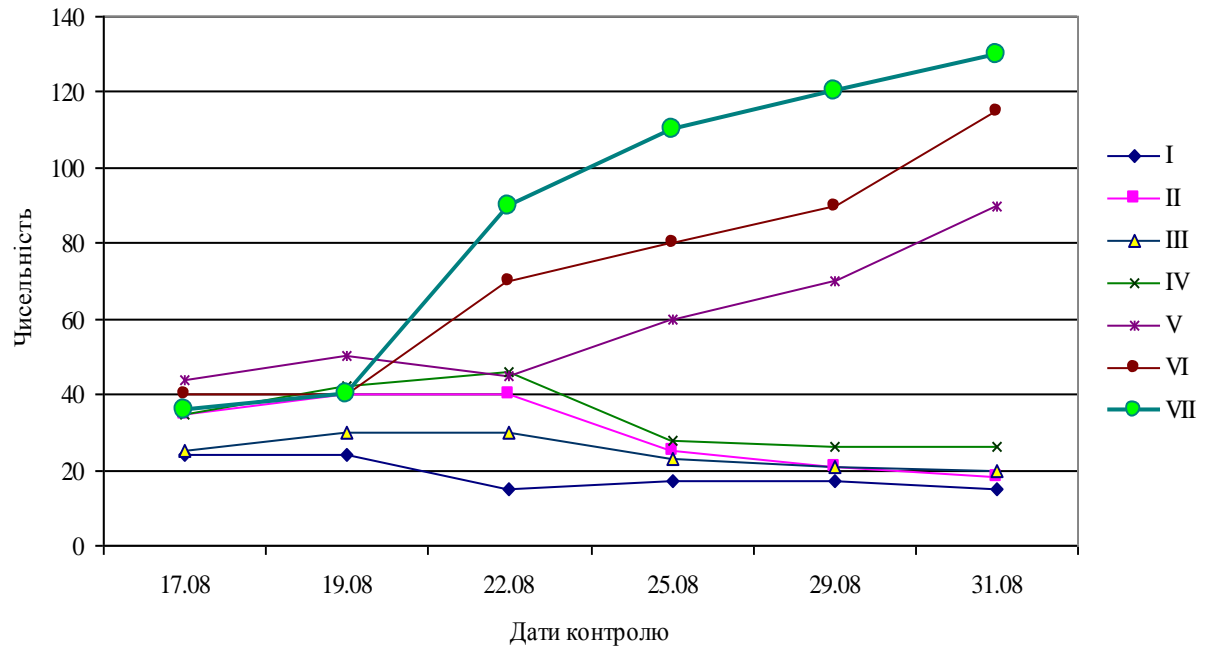
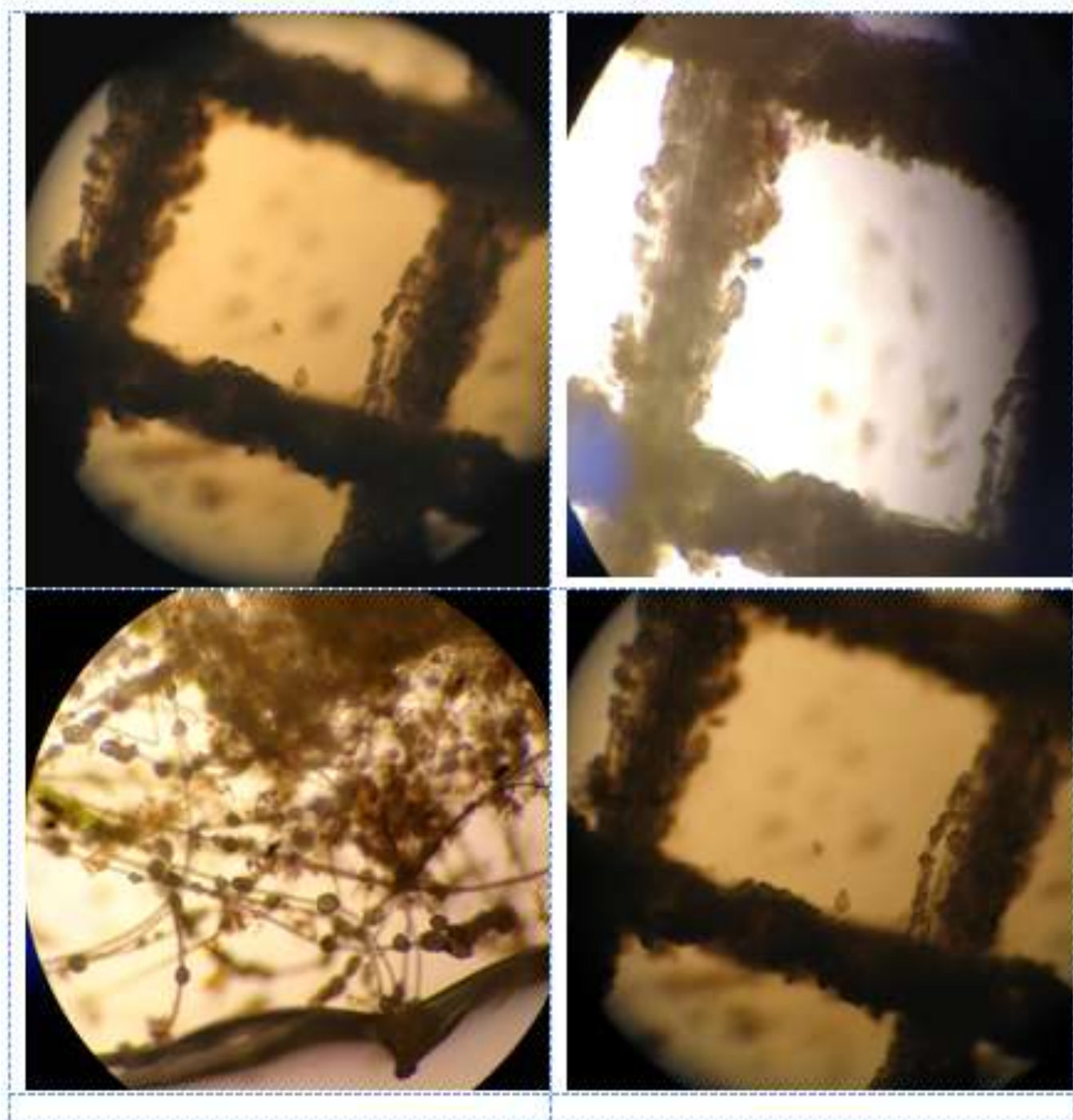


Рис. Ж5. Зміна чисельності вольфії впродовж культивування

Додаток 3

Гідробіологічні дослідження біореакторів для очищення оборотної води УЗВ

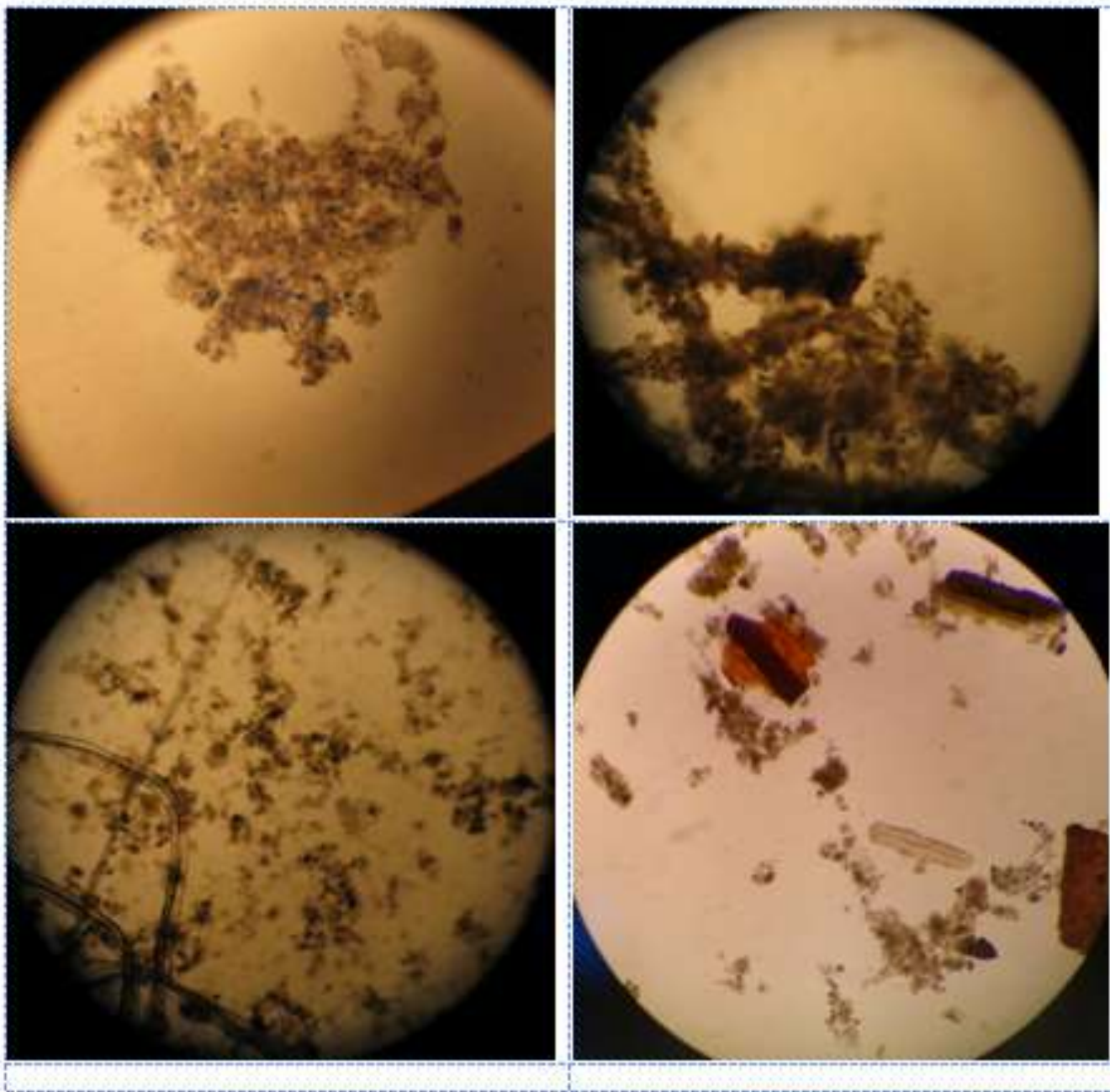
3.1. Мікрофотознімки іммобілізованої мікробіоти
на волокнистому синтетичному носіїві



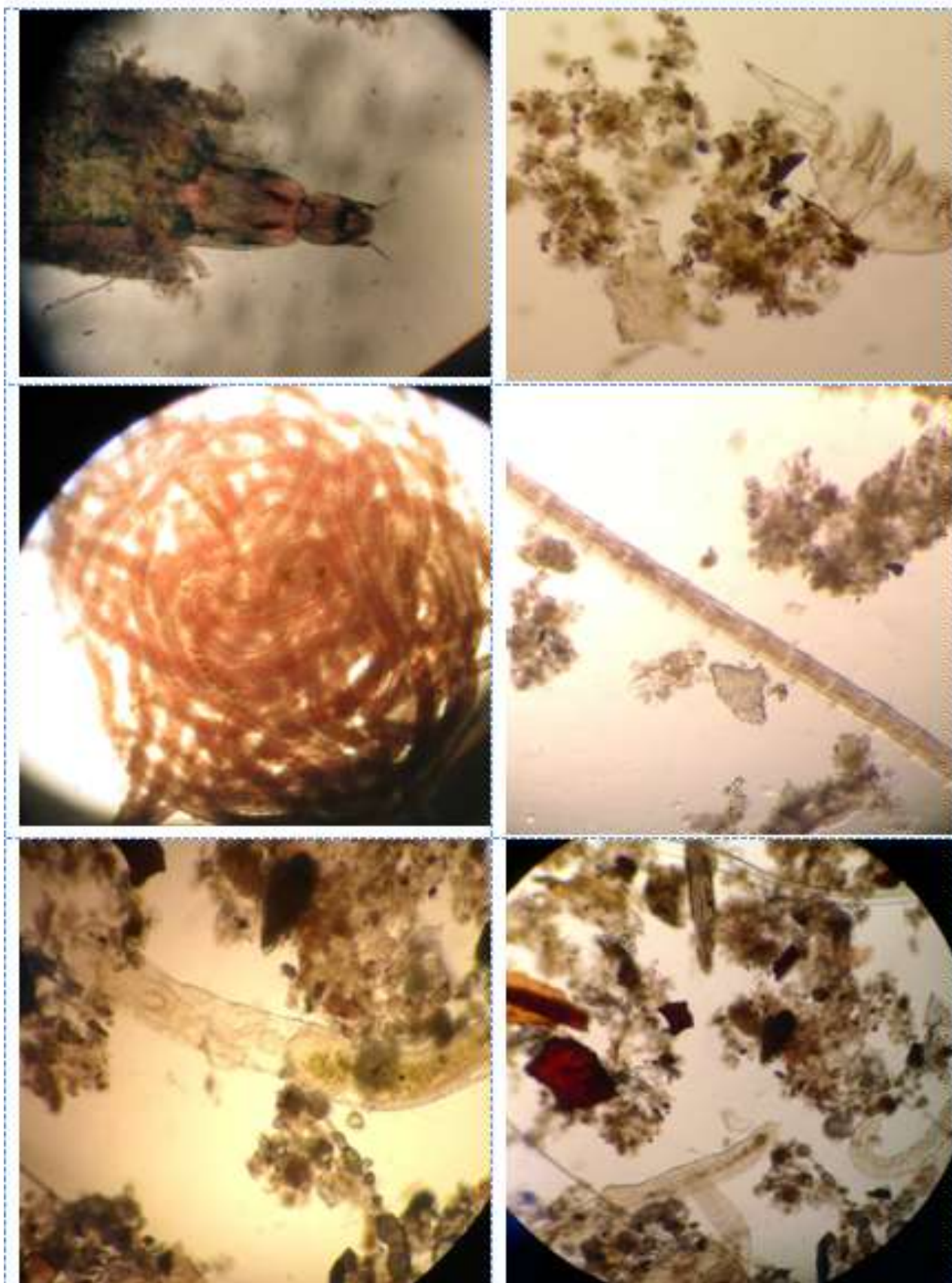
3.2. Мікрофотознімки перифітону фітореактора для очищення оборотної води УЗВ для вирощування осетрових



3.3. Мікрофотознімки біоценозу біореактора I ступеня

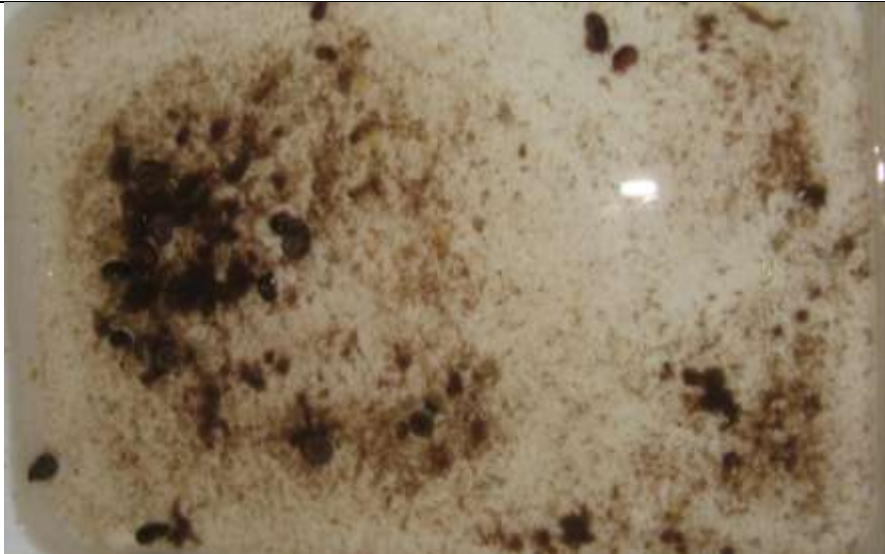
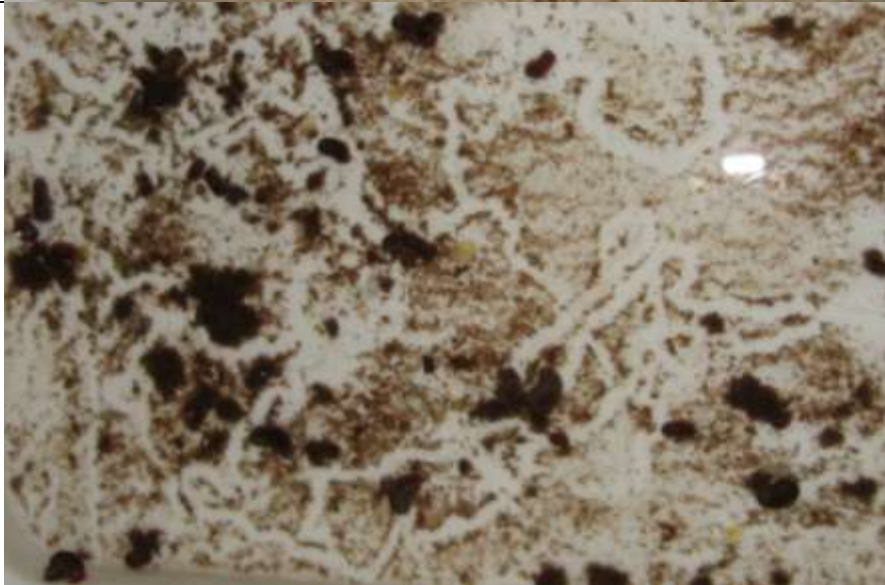



3.4. Мікрофотознімки мікрофауни біоценозу затопленого біофільтра та біореактора II ступеня



Додаток К

К.1. Мінералізація та укрупнення нерозчинених домішок оборотної води
моллюсками

	Початок експерименту
	Через 4 години
	Через 8 годин

К.2. Ефективність відстоювання оборотної води після укрупнення домішок
моллюсками



Додаток Л

Приклад розрахунку біофільтра-нітрифікатора для очищення оборотної води УЗВ

Технический лист для вычисления силы водного потока
и размера биофильтра в УЗВ NC State University,

Размер бассейна и биомасса	Значения	Ед-ца измерения	Формула
Глубина	1,00	м	
Радиус	3,10	м	
Объем	30,19	м ³	$B6*(\pi()*B7*B7)$
Максимальная плотность посадки	200,00	кг/м ³	
Биомасса рыбы	6038	кг	$B8*B9$
Количество рыбы	6000		
Масса рыбы	1006,36	граммов	$1000*B10/B11$
Количество корма/день, в % от массы тела	2,00%		
Количество корма/день	120,76	кг/день	$B10*B13$
TAN расчет баланса масс			
Содержание белка	45%		
Образование общего аммония (TAN)	3,532	кг/день	$0,065*B14*B18$
% TAN от корма	2,93%		$B19/B14$
Допустимая концентрация TAN в циркулирующей воде	4,00	мг/л	
Пассивная нитрификация	10%		
TAN после пассивной нитрификации	3,179	кг/день	$B19*(1-B22)$
Пассивная денитрификация	0%		
Максимальная допустимая концентрация нитрата	150,00	мг/л	
Подпиточная вода для поддержания уровня нитрата	21194	л/день	$((B23*1000000*(1-B24))/B25)$
TAN доступного для биофильтра после слива осадка	3,094	кг/день	$B23-(B21/1000000)*B26$
Эффективность удаления TAN биофильтром	50%		
Водный поток для удаления TAN до желаемой концентрации	1547153	л/день	$(B27)/(B28*(B21/1000000))$
	1074,41	л/мин	$B29/1440$
	283,86	галлон/мин	$B30/3,785$
	64,46	МЗ/час	
Расчет размера биофильтра			
Оценочная скорость нитрификации	0,45	г TAN/м ² /день	
Необходимая активная площадь при заданной скорости нитрификации	6876,24	м ²	$(B27)/(B35/1000)$

Удельная поверхность субстрата	600,00	м ² /м ³	
Объем субстрата	11,46	м ³	B36/B37
Цена единицы субстрата	\$200,00	\$/м ³	
Стоимость субстрата	\$2 292,08	стоимость	B39*B38
Глубина субстрата	1,65	м	
Объем/глубина рабочей поверхности субстрата	6,95	м ²	B38/B41
Диаметр биофильтра	2,97	м	2*КОРЕНЬ(B42/3,1416)

Расчет баланса масс твердых частиц

Оценочный % корма, переводимого в твердые загрязнения	25%		
Образование твердых загрязнений	30,19	кг/день	B14*B47
Допустимая концентрация взвешенных частиц	10	мг/л	
Оценочный %, удаляемый через донный дренаж	50%	мех.фильтр	
Твердые загрязнения после прохождения механического фильтра	15,10	кг/день	B48*(1-B50)
Твердые загрязнения, удаляемые в сток	14,88	кг/день	(B51-(B49*B26/1000000))
Эффективность отстойника, барабанного фильтра и т.д..	50%		
Водный поток для достижения допустимой концентрации взвешенных частиц	2976683	л/день	(B52)/(B53*(B49/1000000))
	2067,14	л/мин	B54/1440
	546,14	галлон/мин	B55/3,785
	124,03	М3/час	

Расчет баланса масс по кислороду

Подводный фильтр? (1=да и 0=нет)	0		
Используемый кислород / кг корма	30%		
Используемый кислород от заданного количества корма	36,23	кг/день	B14*B62
Желаемая концентрация кислорода в бассейне	5,0	мг/л	
Концентрация растворенного кислорода, вносимая в бассейн	18,0	мг/л	
Кислород для пассивной нитрификации	1,61	кг/день	(B19-B23)*4,57
Кислород для нитрификации в биофильтре	0,00	кг/день	B61*(B27)*4,57
Всего использовано кислорода	37,84	кг/день	B63+B66+B67
Оценочная скорость потока	2911009	л/день	B68/((B65-B64)/1000000)
	2021,53	л/мин	B69/1440
	534,09	галлон/мин	B70/3,785
	121,29203	М3/час	

Додаток М

Дослідження біоценозів споруд для біологічного очищення оборотної води
М.1. Фото обростань поверхні полиць тонкошарового відстійника очисних
споруд УЗВ для вирощування сомових



М.2. Фото поверхонь інертного носія біореактора II ступеня (пінополістирол та «Вія»), на яких розвиваються молюски



М.3. Фото угруповання рослин у фітореакторі для очищення оборотної води осетрового господарства



Додаток Н
Результати впровадження розробленої технології очищення у виробництво
та навчальний процес
Н.1.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»



АКТ

**впровадження технології біологічного очищення циркуляційної води
у проект господарства з вирощування осетрових в умовах УЗВ**

Даний акт складений про те, що в проект осетрового господарства, діючого за принципом установки із замкнутим водозабезпеченням, впроваджено технологію біологічного очищення циркуляційної води з використанням гідробіонтів різних трофічних груп.

Традиційна технологія відновлення якості води в УЗВ передбачає використання двоступеневого біологічного очищення на біофільтрі-нітрифікаторі та споруді з денітрифікації. Основна частина нерозчинених забруднень має бути видалена у барабанному фільтрі та відведена на поля фільтрації. Така технологія характеризується значними витратами електроенергії і реагентів (метанол для денітрифікації, стабілізатори рН після нітрифікатора), а також утворенням значної кількості відходів, що складаються переважно з залишків кормів, фекалій риб, винесеної біоплівки тощо. Відповідно, у собівартості вирощеної продукції витрати на відновлення якості води згідно попередніх розрахунків можуть становити 15-20%, що суттєво знизить конкурентоздатність вирощеної продукції.

Реалізація розробленої технології комплексного очищення води з використанням гідробіонтів різних трофічних груп дозволить більш ефективно використовувати наявні ресурси, знизити кількості утворених відходів та собівартість вирощеної продукції.

Проект розроблено відповідно до планової потужності осетрового господарства у 20 тон на рік. Водозабір підживлювальної води здійснюється з підземного джерела водопостачання. Тривалість вирощування стерляді до товарної ваги становить 12-18 місяців. В якості основного корму планується використовувати спеціалізовану лінійку кормів фірми «Сорpens». Технологія вирощування осетрових включає п'ять основних етапів, які забезпечуються відповідними групами ємностей.

До складу споруд біологічного очищення води згідно проекту входить фітореактор з плаваючими водними рослинами та біореактор з волокнистим носієм для культивування червононогих молюсків. З метою зниження енерговитрат на освітлення фітореактора на даху приміщення під даною спорудою передбачено влаштування вікон. Біологічна трансформація затриманих у спорудах механічного очищення нерозчинених забруднень відбуватиметься у затопленому біофільтрі.


Реалізація даної технології при очищенні циркуляційної води господарства дозволить отримати ряд суттєвих переваг порівняно з технологією нітрифікації:

1. У фітореакторі видалення амонійного азоту відбуватиметься без утворення проміжних продуктів та значно інтенсивніше, ніж за двохстадійною нітри-денітрифікацією.
2. В умовах аеробного біореактора з волокнистим носієм, у біоценоз якого включено червоногих молюсків, забезпечується ефективне очищення за БСК, ХСК та завислими речовинами, знижується приріст біоплівки за рахунок її видалення молюсками.
3. Зниження кількості утворених в процесі відновлення якості води відходів дозволить скоротити витрати на їх утилізацію та скоротити необхідні для цього площі земельних ділянок.
4. Отримана в процесі очищення біомаса кормових організмів дозволяє скоротити обсяги годівлі риб комбікормами на 10%, внаслідок чого забезпечується пропорційне зниження собівартості продукції.
5. Культивування у інтегрованій аквакультурі додаткових очисних агентів (аулофлорус) дозволить закуповувати молодь осетрових на більш ранніх етапах розвитку, що забезпечить можливість економії на зарибку та швидку адаптацію малька до місцевих умов. У подальшому за рахунок наявності стартових кормів господарство може планувати розведення осетрових власними силами.

На основі техніко-економічного порівняння двох варіантів встановлено, що розроблена технологія комплексного очищення з використанням гідробіонтів різних трофічних груп порівняно з традиційною технологією нітри-денітрифікації дозволить знизити собівартість вирощеної продукції на 12-14%, що за планової виробничої потужності перевищує 250 тис. грн. на рік.

Відповідальні виконавці:

Професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», д.т.н.,

 Л.А. Саблій

Докторант кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», к.т.н.,

 С.В. Кононцев

Представник від підприємства:







АКТ
впровадження технології багатостадійного очищення
оборотної води УЗВ з вирощування стерляді
у проект будівництва виробничого комплексу

Даний акт складений про те, що в проектні рішення виробничого комплексу з вирощування стерляді (річна виробнича потужність 12 тон риби та 40 кг ікри) включено технологію багатостадійного біологічного очищення оборотної води.

Для вирощування рибницької продукції фермерське господарство «Надія» використовує воду з підземного водоносного пласту, яка за основними показниками відповідає рибогосподарським вимогам. Скид забрудненої води передбачено у штучну водойму, де у теплу пору відбуватимуться процеси самоочищення. Для накопичення та стабілізації утворених осадів перед їх використанням в якості добрив використовуються мулові майданчики на території господарства.

Розроблену технологію було реалізовано у господарстві шляхом реконструкції діючих очисних споруд оборотної води, що включали барабанний сітчастий фільтр та біореактор з висхідним рухом води та рухомим інертним носієм (пластикові кільця). При максимальній витраті оборотної води частка підживлювальної води досягала 20%, що було зумовлене накопиченням у воді амонійного азоту та зростання показників БСК та ХСК. Включення у схему очищення двох фітореакторів з рясковими забезпечило ефективність видалення сполук азоту до 97-98%. Для очищення

оборотної води від органічних сполук використано біореактор з волокнистим носієм, у який було іммобілізовано черевоногих молюсків. Порівняно з попереднім методом очищення відмічено суттєве зниження кількості утворених відходів з одночасним зростанням ступеня їх мінералізації. Приріст біомаси молюсків використовується для годівлі молоді (після попереднього подрібнення черепашки) та старших категорій риб.

Основними статтями, за якими досягнуто зниження поточних витрат, є енергоспоживання (зниження витрат на аерацію, перекачування на нагрів підживлювальної води), зниження потреби у комбікормі. Утворені осад характеризуються стабільністю та порівняно низькою вологістю, що також дозволяє знизити витрати на їх утилізацію.

Розрахунковий економічний ефект станом на 10.01.2018 р. від впровадження технології багатостадійного очищення оборотної води у порівнянні з технологією очищення, яка застосовувалась на підприємстві до реконструкції, становить 570 тис. грн.

Відповідальні виконавці:

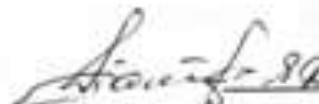
Професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», д.т.н.

 Л.А. Саблій

Докторант кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», к.т.н.

 С.В. Кононцев



 С.Д. Павлов



АКТ

впровадження у виробництво технології очищення забрудненої води рибницького господарства з використанням вищих водних рослин

Акт складений про те, що у спорудах очищення циркуляційної води рибницького господарства із замкнутим водозабезпеченням впроваджено технологію видалення сполук азоту та фосфору у фітореакторі із рясковими. Для очищення забрудненої продуктами метаболізму риб води вона подається у фітореактор із представниками ряскових – ряскою малою та вольфією. Рослини асимілюють з води розчинені фосфати та амонійний Нітроген, здійснюючи її глибоке очищення від біогенних елементів. Приріст біомаси даних рослин, у яку трансформуються сполуки азоту та фосфору, може бути використаний в якості цінної підкормки для вирощуваних риб.

Технологію очищення води з використанням вищих водних рослин впроваджено у господарстві з вирощування кларієвого сома ПАФ «Брошукова». Запуск блоку відновлення якості води з фітореактором відбувся у березні 2016 року, його функціонування заплановано на постійній основі. Очисні споруди рибницького господарства розраховані на планову виробничу потужність у 45 т/рік. Регулювання очисної потужності фітореактора залежно від обсягів надходження забрудненої води здійснюється шляхом відключення частини секцій споруди, що розміщені паралельно, або зниженням біомаси рослин у споруді з одночасним зменшенням інтенсивності штучного освітлення.

Науковою новизною впровадженої технології є використання асиміляційного потенціалу плаваючих водних рослин при очищенні циркуляційної води рибницьких господарств з замкнутим водозабезпеченням. На відміну від систем аквапоніки, які потребують жорсткого контролю фізико-

хімічних показників води та використання розчинів підживлення, фітореактор з рясковими характеризується простотою у регулюванні очисної потужності завдяки можливості змінювати фітомасу у споруді, здатністю рослин ефективно зростати в умовах забрудненої води УЗВ без використання додаткових реагентів, стабільною очисною потужністю за біогенними елементами.

Впроваджена технологія очищення води у порівнянні з традиційною технологією нітри-денітрифікації дозволить суттєво підвищити ефективність очищення води та забезпечити надійну роботу блоку відновлення якості води. Завдяки згодовуванню приросту біомаси ряскових риbam досягається економія на комбікормах у 15-20%. Додаткове зниження витрат на перекачування води, аерацію, стабілізацію утворених в процесі нітри-денітрифікації осадів, відсутність потреби у реагентах (метанол або інші зовнішні джерела вуглецю, вапняне молоко) забезпечить загальний економічний ефект від застосування технології в межах 464 тис. грн на рік.

Директор



І.С. Брошук

Відповідальні виконавці:

Доцент кафедри водних біоресурсів
Національного університету водного
господарства та природокористування
к.с.-г.н., доцент

Ю.Р. Гроховська

Докторант кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», к.т.н.,

С.В. Кононцев

Професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», д.т.н.,

Л.А. Саблій

Н.4.



АКТ
впровадження технології
комплексного біологічного очищення циркуляційної води
УЗВ для вирощування кларієвого сома

На господарстві з вирощування кларієвого сома, що працює за принципом установки з замкнутим водозабезпеченням (УЗВ), для біологічного очищення циркуляційної води використовували зрошуваний біофільтр з завантаженням у вигляді пластикових блочних елементів. Для попереднього освітлення води перед подачею на біофільтр використовувався тонкошаровий відстійник з похилими полицями.

В результаті реконструкції існуючих очисних споруд відстійник було переобладнано і біореактор з черевоногими молюсками, для попереднього механічного очищення використано сітчастий фільтр, зрошуваний біофільтр переобладнано у затоплений біофільтр з горизонтальним рухом води, для вилучення сполук азоту та фосфору запропоновано використання фітореактора з плаваючими водними рослинами – ряскою малою та вольфією. Таким чином блок очищення води на відміну від попередньої схеми очищення дозволяє збільшити частку повторно використаної води до 90-95% за рахунок видалення сполук азоту, завдяки чому знижуються витрати на перекачування та нагрів підживлювальної води, яка відбирається з підземного джерела водопостачання.

В результаті впровадження комплексної технології біологічного очищення було встановлено:

1. Розроблена технологія забезпечує високі ефекти видалення основних розчинених забруднень із циркуляційної води:
 за завислими речовинами – 92-95%;
 ХСК – 90-96%;
 БСК₅ – 95-97%;
 NH₄⁺ – 98-99%.

2. В умовах фітореактора з вищими водними рослинами забезпечується глибоке очищення води від біогенних елементів, відбувається насичення киснем та стабілізація рН. Приріст біомаси ряскових, який згодовується середнім та старшим розмірно-ваговим групам риби, дозволяє заощаджувати на комбікормі до 20%.
3. Переобладнання тонкошарового відстійника у біореактор з червононогими моллюсками дозволить знизити кількості утворених твердих відходів у 2,5-3 рази з одночасним зростанням їх зольності з 10-12% до 50-60% та забезпечити ефективну мінералізацію органічних сполук, що затримуються на похилих полицях.
4. При переобладнанні зрошувачного біофільтра у затоплений забезпечується ефективна мінералізація органічних забруднень гетеротрофною мікрофлорою, завдяки збільшенню питомої біомаси у тілі фільтра очисна потужність споруди за БСК₅ зростає з 100-150 до 400-600 г БСК/(м³·год).
5. Завдяки зниженню витрат на перекачування, підігрів та аерацію води, використанню для годівлі риби рослинних кормів, вирощених у спорудах біологічного очищення, впроваджена технологія забезпечує зниження собівартості вирощеної рибиної продукції, при планових обсягах виробництва у 2,6 т на місяць економічний ефект становить 315 тис. грн. на рік.

Директор ТзОВ «АКВА-АРТІС»

В.О. Мосніцький

Головний рибовод ТзОВ «АКВА-АРТІС»

О.Р. Ясницький

Доцент кафедри водних біоресурсів
Національного університету водного
господарства та природокористування
к.с.-г.н., доцент

Ю.Р. Гроховська

Докторант кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», к.т.н.,

С.В. Кононцев

Професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», д.т.н.,

Л.А. Саблій



АКТ

впровадження технології біологічного очищення стічних вод
в проєкті будівництва та реконструкції
каналізаційних очисних споруд м. Дубно Рівненської області

Каналізаційні очисні споруди м. Дубно Рівненської області, згідно проєкту, мають продуктивність 10000 м³/добу.

Відведення стічних вод характеризується нерівномірністю та коливаннями концентрацій забруднюючих речовин. Вміст біогенних сполук в стічних водах, що надходять на очищення, становив такі середні значення концентрації азоту амонійного – 28 мг/дм³; фосфатів – 27 мг/дм³.

Технологія включає механічне очищення стічних вод, біологічне очищення в анаеробно-аеробних біореакторах, доочищення та знезараження перед відведенням очищених стічних вод у річку.

Для біологічного очищення стічна вода подається в аноксидний біореактор, в якому відбувається деструкція органічних речовин гетеротрофними мікроорганізмами та денітрифікація. Після аноксидного біореактора стічна вода поступає в аеробний біореактор, де відбувається окиснення органічних сполук, що залишилися після попередньої аноксидної обробки. Ступені аноксидний біореактор-аеробний повторюються для забезпечення високого ефекту очищення стічних вод від сполук фосфору. На другому ступені в аеробному біореакторі відбувається нітрифікація та ефективне вилучення мікроорганізмами активного мулу фосфатів із стічної води.

Біологічне очищення стічних вод за розробленою технологією дозволяє ефективно очищувати стічні води з меншими експлуатаційними витратами в порівнянні з традиційними методами очищення стічних вод в аеротенках за рахунок зменшення аераційних зон. Також до переваг слід віднести зменшення витрат на утилізацію осадів, що пов'язано з низькою швидкістю росту анаеробних мікроорганізмів.

Запропонована технологія дозволяє досягти високих ефектів очищення стічних вод: за концентрацією завислих речовин – 96%; ХСК – 95,8%; БСК₅ – 98,6%; азотом амонійним – 93%; фосфатами – 96%, та забезпечити якість очищеної стічної води відповідно санітарним нормам скиду у природну водойму.

Головний інженер проєкту ПП "Екотехсервіс"

Ю.В. Шевчук

Професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», професор, д.т.н.

Л.А. Саблій

Докторант кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», к.т.н.

С.В. Кононцев



АКТ

**впровадження технології глибокого біологічного очищення стічних вод
з використанням водних та повітряно-водних рослин у проєкті
реконструкції очисних споруд каналізації смт. Шацьк, Волинської області**

Реконструкція існуючих очисних споруд проводиться у зв'язку з необхідністю забезпечення підвищення ефективності видалення біогенних елементів з стічної води та зростанням об'ємів стічних вод у літній період. Для забезпечення високої ефективності очищення стічної води при мінімальних поточних витратах проєктом реконструкції передбачено дві черги очисних споруд, продуктивністю першої 300 м³/добу, другої – 1100 м³/добу. За першою чергою очисні споруди працюють в основний період, друга черга включається у роботу в літній період. У період максимального навантаження на очисні споруди передбачено очищення води одночасно по першій та другій черзі.

Технологія включає попереднє механічне очищення (решітки та пісковловлювачі), фізико-механічне очищення (біофлокулятор-флотатор горизонтального типу), біологічне очищення (денітрифікатор та аеротенк-нітрифікатор) з глибоким доочищенням у біоставках з водними та повітряно-водними рослинами, знезараження гіпохлоридом натрію у контактних резервуарах.

Потреба у додаткових спорудах з видалення сполук азоту та фосфору пов'язана з зростанням їх концентрацій у стічних водах у період функціонування баз відпочинку та із збільшенням об'ємів стічних вод з 300 м³/добу до 1400 м³/добу у літній період. Відповідно, в розробленій технологічній схемі очищення передбачено доочищення стічних вод у біоставках з вищими водними та повітряно-водними рослинами. Запропоноване

технологічне рішення дозволяє забезпечити глибоке видалення з води фосфатів, нітратів та амонійного азоту, концентрації яких після проходження основних етапів біологічного очищення перевищують допустимі до скиду у природну водойму значення. Після доочищення у біоставках при середній тривалості перебування води в межах 4-4,5 годин відбувається зниження концентрацій фосфатів з 3-5 мг/дм³ до 0,2-0,5 мг/дм³, нітратів з 30-40 мг/дм³ до 2-10 мг/дм³, амонійного азоту з 0,7-2 мг/дм³ до 0,1-0,2 мг/дм³. Припинення фотосинтетичної діяльності рослин та, відповідно, уповільнення темпів асиміляції біогенних елементів у нічний час компенсуються суттєвим зниженням обсягів надходження стічних вод у даний період доби. Додатково за рахунок життєдіяльності мікробіоти у біоставках відбувається зниження показників БСК₅ та ХСК до значень 10-12 мг/дм³ та 30-65 мг/дм³ відповідно.

Реалізація технології доочищення з використанням вищих водних та повітряно-водних рослин дозволяє забезпечити видалення біогенних елементів з мінімальними поточними витратами, при цьому вилучена наприкінці сезону біомаса рослин після компостування може бути використана в якості добрив у сільському господарстві.

Головний інженер проекту ПП «Екотехсервіс»



Ю.В. Шевчук

Відповідальні виконавці:

Професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», д.т.н.



Л.А. Саблій

Докторант кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», к.т.н.



С.В. Кононцев

Н.7.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
 Директор ПП «Екотехсервіс»
 Жогло С.С.
 2018 р.



АКТ

**впровадження технології глибокого біологічного очищення стічних вод
 з використанням водних та повітряно-водних рослин
 при будівництві та реконструкції очисних споруд каналізації
 смт. Шацьк Волинської області**

Згідно проекту реконструкції очисних споруд каналізації смт. Шацьк Волинської області розпочато будівництво двох черг очисних споруд, продуктивністю першої 300 м³/добу, другої – 1100 м³/добу. За першою чергою очисні споруди працюють в основний період, друга черга включається у роботу в літній період.

Для реалізації розробленої технології видалення сполук нітрогену та фосфору в межах першої черги передбачено будівництво критого приміщення, де розташовуються ємності для перетримки та розведення плаваючих водних рослин (ряскові та ейхорнія), які на початку вегетаційного періоду висаджуються у біоставки другої черги. Друга черга очисних споруд, у якій передбачене використання водних та повітряно-водних рослин, за проектом включає каскад біоставків з глибиною води 0,6 м.

Головний інженер проекту ПП «Екотехсервіс»



Ю.В. Шевчук

Відповідальні виконавці:

Професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики
 Національного технічного університету України
 «Київський політехнічний інститут імені
 Ігоря Сікорського», д.т.н.



Л.А. Саблій

Доцент кафедри водних біоресурсів
 Національного університету водного
 господарства та природокористування, к.т.н.



С.В. Кононцев



АКТ
впровадження технології біологічного очищення стічних вод
в будівництво каналізаційних очисних споруд
баз відпочинку оз. Світязь і с. Світязь Волинської обл.

Технологія біологічного очищення стічних вод від органічних речовин, сполук азоту і фосфору, на підставі якої розроблено Проект будівництва каналізаційних очисних споруд баз відпочинку оз. Світязь і с. Світязь Волинської обл., що передбачає послідовне механічне очищення стічних вод, біологічне очищення в денітрифікаторі, аеротенку та нітрифікаторі, розділення мулової суміші на активний мул та прояснену воду у вторинному відстійнику, доочищення стічних вод у фітореакторі з високими водними рослинами та у біологічних ставках, знезараження очищеної води перед відведенням у природну водойму – оз. Плотичче, увійшла в проект будівництва мереж та очисних споруд господарсько-побутової каналізації с. Світязь і баз відпочинку оз. Світязь Волинської обл. в рамках інфраструктурного проекту Програми транскордонного співробітництва Польща – Білорусь – Україна 2014-2020 рр. «Покращення екологічної ситуації у Шацькому національному природному парку шляхом каналізування населених пунктів навколо озера Світязь».

Відповідно до розробленої та затвердженої проектною документації, у жовтні 2018 року розпочато будівництво очисних споруд продуктивністю 900 м³/добу на такі проектні показники: завислі речовини – 325 мг/дм³; ХСК – 445 мг/дм³; БСК₅ – 375 мг/дм³; азот амонійний – 40 мг/дм³; фосфати – 16,5 мг/дм³; хлориди – 45 мг/дм³; СПАР – 12,5 мг/дм³.

Для реалізації розробленої технології розпочато будівництво очисних споруд біологічного очищення стічних вод: денітрифікатора, обладнаного пропелерними мішалками; аеротенка і нітрифікатора, обладнаних пневматичною системою аерації, та споруд біологічного доочищення від сполук азоту і фосфору в фітореакторі і біологічних ставках.

Для впровадження біологічного доочищення з метою видалення сполук азоту і фосфору почато будівництво очисних споруд – фітореактора та ємностей для культивування плаваючих водних рослин – ряскових та ейхорній, які буде розташовано у критому приміщенні, та біологічних ставків з глибиною води 0,6 м.

Реалізація запропонованої технології біологічного очищення стічних вод дозволить одержати високий ступінь очищення за показниками завислих речовин – до 4,7 мг/дм³; БСК₅ – 2,2 мг/дм³; азоту амонійного – 0,39 мг/дм³; нітритів – 0,08 мг/дм³; нітратів – 40 мг/дм³; фосфатів – 3,1 мг/дм³; СПАР – 0,5 мг/дм³ та іншими показниками, відповідно до санітарних вимог склду у водні об'єкти комунально-побутового призначення, з мінімальними капітальними та експлуатаційними витратами та відсутністю шкідливих впливів на довкілля.

Головний інженер проекту ДП «ЕкоТехСервіс»

 Ю.В. Шевчук

Професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики
 Національного технічного університету України
 «Київський політехнічний інститут імені
 Ігоря Сікорського», д.т.н., професор

 Л.А. Саблій

Доцент кафедри водних біоресурсів Національного
 університету водного господарства та природокористування, к.т.н.

 С.В. Ковалчук

Н.9.



Рекомендації
щодо реконструкції каналізаційних очисних споруд
смт. Шацьк, Волинської області

1. Вихідні дані

Продуктивність очисних споруд після реконструкції повинна становити 1400 м³/добу.

Склад очисних споруд згідно проекту передбачає роботу двох черг очисних споруд, продуктивністю першої 400 м³/добу, другої – 1000 м³/добу (рис. 1).

Враховуючи значне коливання навантаження на очисні споруди протягом року (300 м³/добу осінь – весна і 1100 – 1400 м³/добу - літо), передбачено три режими роботи очисних споруд:

- режим 1 (осінь – весна) продуктивністю 300 м³/добу з очищенням стічних вод на очисних спорудах по другій черзі;
- режим 2 (літні місяці) продуктивністю 1100 м³/добу з очищенням стічних вод на очисних спорудах по першій черзі;
- режим 3 (максимального навантаження) продуктивністю 1400 м³/добу з одночасним очищенням стічних вод на очисних спорудах по першій і другій черзі.

В стічних водах містяться синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), завислі речовини, нафтопродукти, сполуки азоту і фосфору.

Розрахункові концентрації забруднень стічних вод, які надходять на очищення, та очищених, прийнято згідно «Нормативів гранично допустимого скидання (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами» наведено в таблиці.

Таблиця

Концентрації забруднень стічних вод

Показники	Значення показників в пробах стічних вод	
	До очистки	Після очистки
Завислі речовини, мг/ дм ³	325	15,0
БСК _{повн.} , мг О ₂ / дм ³ (непрояснена проба)	375	15,0
БСК _{повн.} , мг О ₂ / дм ³ (прояснена проба)	200	15,0
Азот амонійний, мг/ дм ³	40	0,70
Азот нітритів, мг/ дм ³	-	0,3
Азот нітратів, мг/ дм ³	-	40,0
Фосфати, мг/ дм ³	16,5	3,12
ХСК, мг О ₂ / дм ³	445	80,0
СПАР	12,5	0,5

2. Технологічна схема очищення стічних вод

Для ефективного очищення стічних вод від завислих речовин, зниження показників ХСК (в середньому 365 мг/дм^3), БСК (БСК_{повн} в середньому 185 мг/дм^3) та видалення біогенних елементів – азоту (за азотом амонійним – 39 мг/дм^3) і фосфору (за фосфатами – $13,3 \text{ мг/дм}^3$), рекомендується технологія механічного, фізико-хімічного і біологічного очищення стічних вод.

За першою чергою очисних споруд, технологія передбачає механічне очищення в спорудах решіток, пісковловлювачах та біологічне очищення стічних вод в аноксидно-аеробних біореакторах, доочищення на полістирольних фільтрах, знезараження перед відведенням стічних вод через меліоративний канал у природні водотоки. За другою чергою очисних споруд, технологія передбачає механічне очищення в спорудах решіток, пісковловлювачах, первинних відстійниках та біологічне очищення стічних вод в аноксидно-аеробних біореакторах, доочищення на полістирольних фільтрах та біоставках з водними та повітряно-водними рослинами, знезараження перед відведенням стічних вод через меліоративний канал у природні водотоки.

З метою зниження навантаження за СПАР на активний мул потребує попереднього фізико-хімічного очищення шляхом біофлокуляції-флотації.

Очищення стічних вод за розробленою технологією (рис. 2) проводиться наступним чином.

За першою чергою очисних споруд:

Стічні води, що пройшли механічне очищення на решітках (від крупних забруднень), пісковловлювачах (від мінеральних частинок) надходять в біофлокулятор-флотатор горизонтального типу. За рахунок процесів сорбції пластинами надлишкового активного мулу та ефективного флотаційного розділення фаз досягається зниження концентрації СПАР, завислих речовин.

З біофлокулятора-флотатора стічні води поступають на споруди біологічного очищення. Спочатку надходять в денітрифікатор, де за відсутності кисню (концентрація розчиненого кисню порядку $0,1-0,2 \text{ мг/дм}^3$) відбувається деструкція органічних речовин за допомогою мікроорганізмів-гетеротрофів та денітрифікація. Для здійснення процесу денітрифікації в початок денітрифікатора потрібно забезпечити подачу рециркуляційної мулової суміші з кінцевих зон аеротенків-нітрифікаторів та подачу циркуляційного активного мулу з вторинних відстійників.

Для підтримування активного мулу у завислому стані, запобігання його розшаруванню й осіданню, випаденню осаду, для покращення масообміну між стічною водою і мікроорганізмами активного мулу, необхідно влаштувати потужне перемішувальне обладнання (наприклад, крупні низькообертові мішалки Атаргор з діаметром пропелера 1200-2500 мм і частотою обертів 24-109 об/хв. компанії "KSB AG" (Німеччина); потужність двигуна мішалки діаметром 2500 мм становить 6,5 кВт).

Для подачі мулової суміші можуть застосовуватись, наприклад, занурені пропелерні рециркуляційні насоси (моноблочні осьові пропелерні електронасоси) з можливістю автоматичного регулювання витрати мулової суміші.

В об'ємі денітрифікатора може бути встановлено носій з високорозвиненою площею поверхні для іммобілізації бактерій-деструкторів органічної речовини та бактерій-денітрифікаторів. Після денітрифікатора стічна вода поступає в аеротенк-нітрифікатор. Подача повітря здійснюється через ковпачкові аератори „Аква-пласт”, розташовані на дні коридорів з кроком 1,0 м. Концентрація повітря в цій споруді – близько 3 мг/дм³. Під дією бактерій-гетеротрофів відбувається окиснення органічних сполук, які залишились у воді після денітрифікатора, нітрифікація та інтенсивне ними споживання фосфору.

Очищена стічна вода після споруд біологічного очищення поступає у вторинні відстійники, в яких відбувається розділення активного мулу й очищеної води. Після вторинних відстійників прояснену воду спрямовують на полістирольні фільтри із низхідним рухом води та наступним очищенням в біоставках з природною аерацією для доочищення.

Для інтенсифікації процесів видалення біогенних елементів у період максимального навантаження на очисні споруди прибережну смугу біоставків слід засадити повітряно-водними рослинами – очеретом, лепехою, лепешняком або рогозами. На поверхні води у весняно-літній період доцільно забезпечити розвиток плаваючих водних рослин, - ряски малої, вольфії та ейхорнії, які пригнічують розвиток фітопланктону та приймають активну участь у видаленні біогенних елементів. Таким чином, у літній період, що характеризується збільшенням обсягів стічної води та зростанням концентрацій у ній фосфатів, нафтопродуктів та амонійного азоту, за рахунок асиміляції рослинами даних забруднень буде забезпечено глибоке доочищення води перед скидом у природну водойму.

З метою прискорення розвитку плаваючих рослин на початку вегетаційного сезону після прогріву води у біоставках доцільно внести в них культури рослин, які у зимовий період культивують у закритих приміщеннях. При висадці ейхорнії у біоставки в квітні-травні за сприятливої погоди нарощування біомаси рослин відбувається протягом чотирьох-шести тижнів. У цей період в біоставки доцільно подавати частину води, що проходить очищення за першою чергою. Попри те, що ряска мала та вольфія, на відміну від ейхорнії, здатні утворювати зимуючі форми, нарощування їх маси у біоставках буде значно прискорене при внесенні навесні культивованих рослин. Таким чином, у період максимальної витрати стічних вод, що припадає на липень та серпень, у біоставках буде сформовано необхідну для асиміляції біогенних елементів масу плаваючих рослин. Асиміляційна потужність за амонійним азотом плаваючих водних рослин, приведена до сирої ваги ряски, коливається в межах 2,2-3,1 мг/(кг·добу). Відповідно, при нарощуванні сирої маси ряски до 0,5-1 кг/м², очисна потужність споруди за амонійним азотом становитиме 1,1-1,5 мг/(м²·добу). Додаткове збільшення очисної потужності за біогенними елементами може бути досягнуто за рахунок нарощування біомаси ейхорнії (до значень 6 кг/м² і вище) та при інтенсивному розвитку повітряно-водних рослин прибережної смуги.

Доочищені стічні води знезаражують перед випуском у гідромеліоративний канал. Для знезараження стічних вод рекомендується застосовують гіпохлорит натрію, який подається в змішувач. Знезараження стічної води здійснюється в

контактних резервуарах, після чого її можна відводити у гідромеліоративний канал.

Зворотний активний мул з вторинних відстійників за допомогою ерліфтів перекачується в денітрифікатор, а надлишковий – 5-10% в біофлокулятор-флотатор, 90-95% в аеробний стабілізатор з середньобульбашковими аераторами (дірчастими трубами з металу або пластмаси). Також в аеробний стабілізатор перекачується флотаційний шлам з біофлокулятора-флотатора. Після аеробної стабілізації осад видаляється на мулові майданчики для зневоднення і зберігання. Мулова вода з мулових майданчиків поступає в збірник, звідки насосами перекачуються в «голову» очисних споруд.

За другою чергою очисних споруд:

Стічні води, що пройшли механічне очищення на решітках (від крупних забруднень), пісковловлювачах (від мінеральних частинок) надходять в первинний відстійник. В первинний відстійник за допомогою ерліфтів перекачують 5-10% надлишкового активного мулу. За рахунок процесів сорбції пластівцями надлишкового активного мулу і біокоагуляції досягається зниження концентрації СПАР, завислих речовин.

З первинних відстійників стічні води поступають на споруди біологічного очищення. Спочатку надходять в денітрифікатор. Після денітрифікатора стічна вода поступає в аеротенк-нітрифікатор. Концентрація повітря в цій споруді – близько 3 мг/дм³.

Очищена стічна вода після споруд біологічного очищення поступає у вторинні відстійники. Після вторинних відстійників прояснену воду спрямовують на полістирольні фільтри із низхідних рухом води. Після доочищення стічні води знезаражують перед випуском у гідромеліоративний канал.

Зворотний активний мул з вторинних відстійників за допомогою ерліфтів перекачують в денітрифікатор, 90-95% надлишкового активного мулу в аеробний стабілізатор з середньобульбашковими аераторами (дірчастими трубами з металу або пластмаси). Також в аеробний стабілізатор перекачується сирий осад з первинного відстійника. Після аеробної стабілізації осад видаляється на мулові майданчики для зневоднення і зберігання.

Мулова вода з мулових майданчиків поступає в збірник, звідки насосами перекачуються в «голову» очисних споруд.

При режимі максимального навантаження на очисні споруди очищення стічних вод ведуть одночасно за першою та другою чергами очисних споруд.

Важливим для видалення із стічних вод азоту і фосфору є забезпечення аеробного процесу в біореакторі повітрям. Для цього використовуються повітродувки з регульованою продуктивністю, запірно-регулювальна арматура, повітропроводи, система аерації (влаштована в аеробному біореакторі). Робота цього комплексу повинна здійснюватись в автоматичному режимі відповідно до прийнятої схеми і алгоритму керування. Точність дозування і розподілення повітря залежить від роботи запірно-регулювальної арматури (наприклад, дискових поворотних заслінок).

Все енергомеханічне обладнання (мішалки, насоси, дискові поворотні затвори) можна контролювати в диспетчерському пункті і сигнали від датчиків

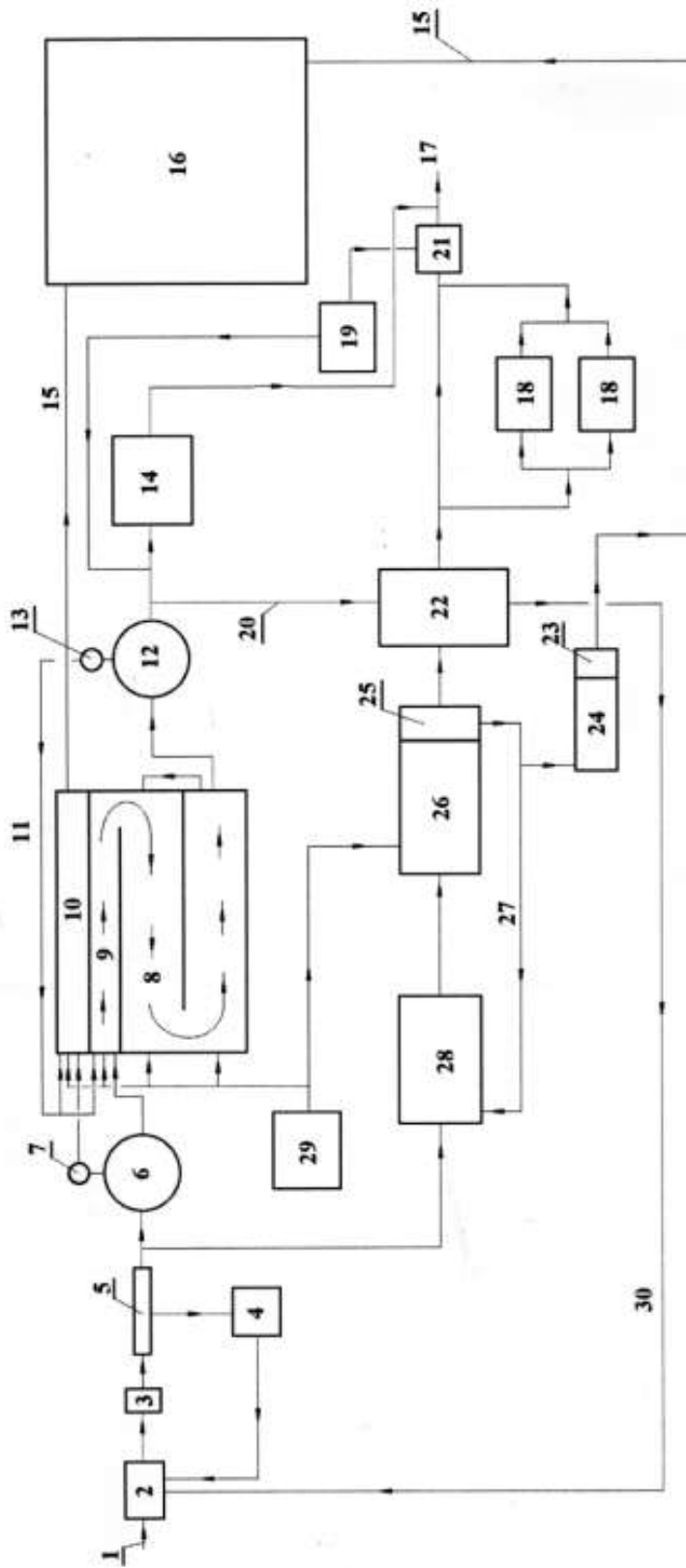


Рис. 1. Схема каналізаційних очисних споруд смт. Шацьк до реконструкції:

1 - подача стічних вод на очищення; 2 - приймальна камера; 3 - решітки; 4 - піскові майданчики; 5 - пісковловлювач; 6 - первинні відстійники; 7 - насосна станція сирого осаду; 8 - аеротенк-нітрифікатор другої черги; 9 - денітрифікатор другої черги; 10 - аеробний стабілізатор другої черги; 11 - трубопровід зворотного і надлишкового активного мулу; 12 - вторинні відстійники другої черги; 13 - насосна станція активного мулу; 14 - контактний резервуар другої черги; 15 - стабілізований активний мул на мулові майданчики; 16 - мулові майданчики; 17 - відведення очищених стічних вод; 18 - біологічні ставки; 19 - вузол дозування гіпохлориту натрію; 20 - подача стічних вод на доочищення; 21 - контактний резервуар першої черги; 22 - полістирольні фільтри доочищення; 23 - відстійна зона аеробного стабілізатора; 24 - аеробний стабілізатор першої черги; 25 - вторинні відстійники першої черги; 26 - аеротенк-нітрифікатор першої черги; 27 - зворотний активний мул; 28 - денітрифікатор першої черги; 29 - повітродувна станція; 30 - трубопровід промивної води від полістирольних фільтрів доочищення.

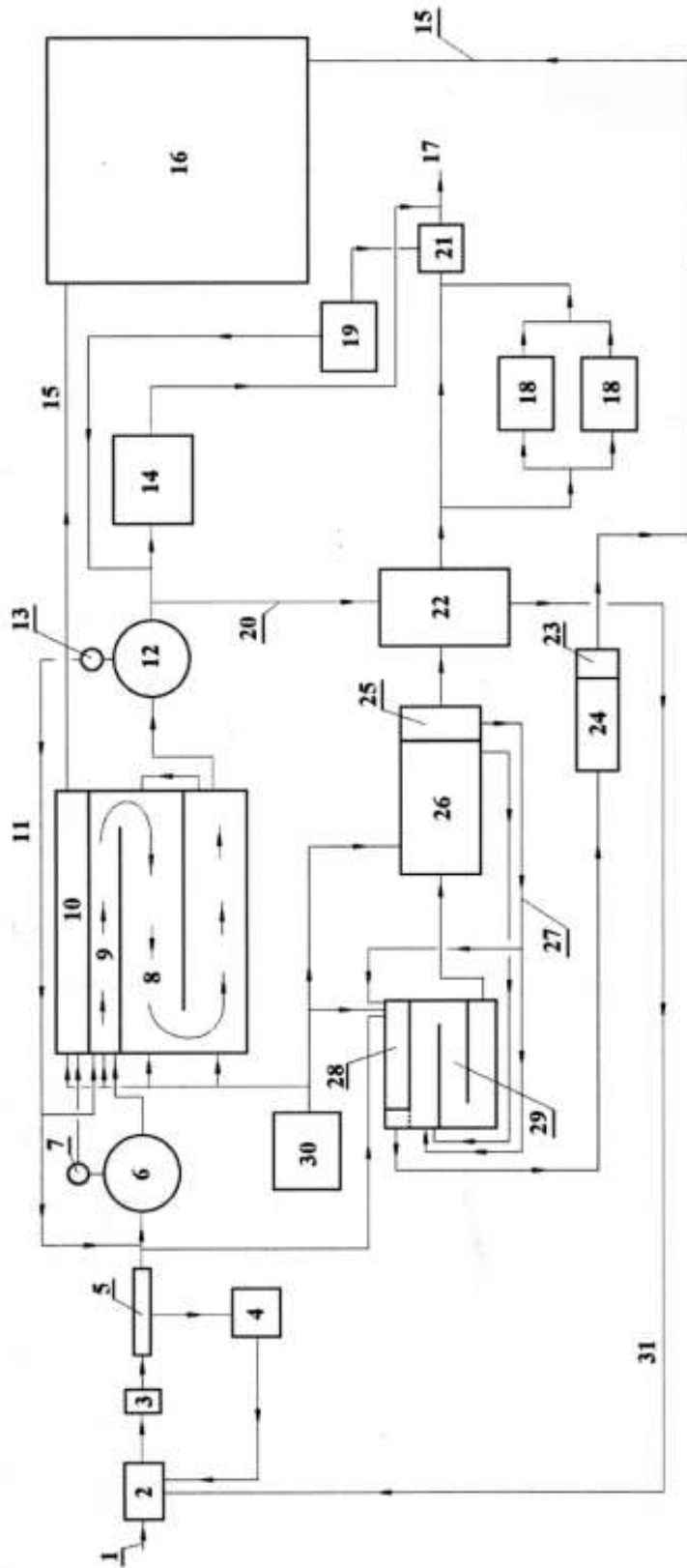


Рис. 2. Схема каналізаційних очисних споруд смт. Шацьк після реконструкції:

1 - подача стічних вод на очищення; 2 - приймальна камера; 3 - решітки; 4 - піскові майданчики; 5 - пісковловлювач; 6 - первинні відстійники; 7 - насосна станція сирого осаду; 8 - аеротенк-нітрифікатор другої черги; 9 - денітрифікатор другої черги; 10 - аеробний стабілізатор другої черги; 11 - трубопровід зворотного і надлишкового активного мулу; 12 - вторинні відстійники другої черги; 13 - насосна станція активного мулу; 14 - контактний резервуар другої черги; 15 - стабілізований активний мул на мулові майданчики; 16 - мулові майданчики; 17 - відведення очищених стічних вод; 18 - біологічні ставки; 19 - вузол дозування гіпохлориту натрію; 20 - подача стічних вод на доочищення; 21 - контактний резервуар першої черги; 22 - полістирольні фільтри доочищення; 23 - відстійна зона аеробного стабілізатора; 24 - аеробний стабілізатор першої черги; 25 - вторинні відстійники першої черги; 26 - аеротенк-нітрифікатор першої черги; 27 - зворотний активний мул; 28 - біофлокулятор-флотатор горизонтального типу; 29 - денітрифікатор першої черги; 30 - повітродувна станція; 31 - трубопровід промивної води від полістирольних фільтрів доочищення.

контролю роботи можуть відображатись на моніторі. Пуск і зупинка обладнання може здійснюватись як з диспетчерського пункту, так і з місцевого пункту управління, розташованого на спорудах (наприклад, обладнання KSB (Німеччина) адаптовано до роботи в системах АСУ ТП).

Застосування розробленої технології очищення і доочищення стічних вод смт Шацьк забезпечує високу якість очищених стічних вод у відповідності з діючими санітарними нормами скиду забруднюючих речовин із зворотними водами у природні водні об'єкти за показниками: ХСК, БСК, концентрацій завислих речовин, азоту амонійного, нітритів, нітратів, сполук фосфору, СПАР; зменшення енерговитрат та заощадження коштів на обробку утворених осадів.

Професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», д.т.н.



Л.А. Саблій

Докторант кафедри екобіотехнології та біоенергетики
НТУУ «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського», к.т.н.



С.В. Кононцев

ЗАТВЕРДЖУЮ

Перший проректор КПІ ім. Ігоря



Сікорського, проф.

Ю. І. Якименко

01 2018 р.

АКТ

**впровадження результатів дисертаційного дослідження докторанта
Кононцева Сергія Вікторовича на тему «Багатостадійне біологічне
очищення оборотної води індустриальних рибницьких господарств»
в навчальний процес**

Комісія у складі:

голова — в. о. завідувача кафедри екобіотехнології та біоенергетики
КПІ ім. Ігоря Сікорського, д.х.н., проф. Кузьмінський Є. В.,

члени комісії:

проф., д.т.н., проф. Саблій Л. А.,

проф., д.т.н., доц. Голуб Н. Б.,

доц., к.т.н. Щурська К.О.,

цим актом засвідчує, що результати дисертаційного дослідження докторанта Кононцева Сергія Вікторовича на тему «Багатостадійне біологічне очищення оборотної води індустриальних рибницьких господарств» використані співробітниками кафедри екобіотехнології та біоенергетики факультету біотехнології і біотехніки КПІ ім. Ігоря Сікорського при підготовці і викладанні (вересень 2016 – грудень 2017) курсів лекцій, лабораторних та практичних занять з дисциплін «Гідробіологічні процеси у водних екосистемах», «Біотехнології очищення води», для підготовки студентів за спеціальністю 162 «Біотехнології та біоінженерія».

За результатами виконання НДР розроблено та впроваджено розділи курсів лекцій, лабораторні та практичні роботи, в яких використані результати досліджень з очищення оборотної води індустриальних рибницьких господарств біологічними методами, а саме:

- шляхи інтенсифікації процесів біологічного очищення води і стічних вод і вплив на ці процеси концентрації розчиненого кисню;
- способи і пристрої для забезпечення киснем мікроорганізмів у штучно створених очисних системах;
- способи очищення і доочищення стічних вод від сполук азоту, фосфору, іонів важких металів з використанням водних рослин;

- раціональні умови культивування біоценозів організмів рослинного і тваринного походження у штучно створених очисних спорудах при очищенні оборотної води індустріальних рибницьких господарств;
- моделювання процесів переносу енергії та маси у трофічних ланцюгах природних і штучно створених біоценозів систем водоочищення;
- перспективи та можливості подальшого розвитку біотехнологічного очищення оборотної води рибницьких господарств.

Впровадження отриманих в дисертаційній роботі Кононцева С. В. результатів дослідження в початковий процес підвищує якість підготовки студентів за спеціальністю 162 «Біотехнології та біоінженерія», так як відображає стан та перспективи розвитку наукових досліджень біологічного очищення оборотної води індустріальних рибницьких господарств в Україні та світі.

В. о. завідувача кафедри
екобіотехнології та біоенергетики
КПІ ім. Ігоря Сікорського,
д.х.н., проф.



(підпис)

Кузьмінський Є. В.
(прізвище та ініціали)

Професор кафедри
екобіотехнології та біоенергетики
КПІ ім. Ігоря Сікорського,
д.т.н., проф.



(підпис)

Саблій Л. А.
(прізвище та ініціали)

Професор кафедри
екобіотехнології та біоенергетики
КПІ ім. Ігоря Сікорського,
д.т.н., доц.



(підпис)

Голуб Н. Б.
(прізвище та ініціали)

Доцент кафедри
екобіотехнології та біоенергетики
КПІ ім. Ігоря Сікорського,
к.т.н.



(підпис)

Щурська К. О.
(прізвище та ініціали)

«23» 01 2018 р.

Додаток О

Методики розрахунку та проектування споруд біологічного очищення оборотної води УЗВ

О.1. Методика і розрахунок фітореактора для очищення оборотної води УЗВ від сполук Нітрогену та Фосфору

Приклад розрахунку приведено для УЗВ з вирощування стерляді виробничою потужністю 20 т/рік. Розрахунок необхідної площі фітореактора проводиться на основі потенційного навантаження за амонійним Нітрогеном ($\text{Load}_{\text{NH}_4}$, $\text{гNH}_4^+/\text{доб}$) та розрахункової витрати оборотної води у господарстві (Q_{circ}).

Для визначення кількості Нітрогену у формі амонію, що надходить у оборотну воду, використано формулу:

$$\text{Load}_{\text{NH}_4} = \text{Load}_{\text{fish}} + \text{Load}_{\text{sol}}, \quad (1)$$

де $\text{Load}_{\text{fish}}$ – виділений рибами Нітроген у формі аміаку/амоній-йону як рідкий продукт метаболізму, г/доб ;

Load_{sol} – амонійний Нітроген, що утворився внаслідок розкладу органічних сполук гетеротрофною мікробіотою біореакторів (амоніфікації) та в процесі метаболізму червононогих молюсків, мг/дм^3 ;

Продукція метаболізму риб може бути розрахована з виразу:

$$\text{Load}_{\text{fish}} = 0,065 \cdot F \cdot k_p / 100, \quad (2)$$

де F – кількість корму що вноситься у рибницькі басейни, кг ;

k_p – вміст білків у кормі, %.

Потенційне навантаження за амонійним Нітрогеном внаслідок амоніфікації та метаболізму молюсків розраховуємо виходячи з кількості Нітрогену, що надходить у воду в нерозчиненій формі пропорційно до 1 кг згодованого корму (за усередненими даними з 1 кг внесеного корму у воду надходить в нерозчиненій формі 7 г Нітрогену. Отже, при перерахунку на амонійний Нітроген отримуємо:

$$\text{Load}_{\text{sol}} = 0,007 \cdot E_{\text{ф}} \cdot F / (100 \cdot 0,78) \quad (3)$$

де E_{ϕ} – ефект видалення нерозчинених домішок в процесі механічного очищення, прийнято рівним 55%.

Відповідно, розрахункове добове навантаження на фітореактор за амонійним Нітрогеном становитиме:

$$\text{Load}_{\text{NH}_4} = 0,065 \cdot F \cdot k_p / 100 + 0,007 \cdot 0,55 \cdot F / 0,78 \quad (4)$$

За представленої технології у період максимального водоспоживання протягом доби буде витрачатись близько 65 кг корму, із вмістом білків 45%. Таким чином, розрахункове навантаження за амонійним Нітрогеном буде складати:

$$\text{Load}_{\text{NH}_4} = 0,065 \cdot 65 \cdot 45 / 100 + 0,007 \cdot 0,55 \cdot 65 / 0,78 = 2,22 \text{ (кг/доб)}. \quad (5)$$

Розрахунок максимальної (розрахункової) витрати оборотної води у господарстві.

Розрахункова витрата оборотної води у господарстві (Q_{circ}) визначається виходячи з найбільш завантаженого періоду вирощування, що припадає на кінець останнього технологічного етапу – вирощування до товарної ваги. Залежно від профілю підприємства та організації виробничого процесу таких періодів може бути 2-10 на рік. Виходячи з планової потужності та організації шести виробничих циклів протягом року, кожні два місяці у господарстві буде вирощуватись до товарної ваги 3,34 т риби.

Витрата води у кожній групі басейнів визначається виходячи з нормативної кратності водообміну. Таким чином:

$$Q_{\text{circ}} = \sum Q_i; \quad (6)$$

де Q_i – витрата води з групи басейнів, призначеної для вирощування риби на окремому етапі, $\text{м}^3/\text{год}$.

$$Q_i = V_i \cdot \tau; \quad (7)$$

V_i – загальний об'єм окремої групи басейнів для певного етапу вирощування;

τ – період повного водообміну у групі басейнів, приймається згідно розрахунку балансу кисню або за рекомендаціями з вирощування окремих видів риби на різних етапах розвитку, год^{-1} .

Відповідно до таблиці, у якій зведено необхідні групи ємностей та обсяги водоспоживання господарства, розрахункова витрата оборотної води у період максимального водоспоживання становитиме 250 м³/год.

Таблиця О.1.
Розрахунок необхідного об'єму ємностей та потреби у воді
для осетрового УЗВ потужністю 20 т/рік

Група/ Розмір	Вихід, %	К-сть, екз	Вага, кг	ЩП, кг/м ³	Період, діб	Заг. Т, діб	Об'єм , м ³	Тип басейнів	К- сть, шт	Заг. об'єм, м ³	Витрата води
Ікра	80	7500	--					інкубатор			0,4
0,3-0,5 г	80	6200	--		10			200 л	4	0,8	1
2	90	5150	--		20	30 діб		450 л	4	1,8	2
10	90	4680	47		30	60					4
25	90	3550	89	20	30	90	4,4	1,1 м ³	8 (4)	8,8	17,6
50	95	3226	162	20	30	120	8,1				35,2
100	95	3072	307,2	50	30	150	6,14	7,1 м ³	6 (2)	56,8	28,4
500	95	2925	1462	50	90	210	29,25				113,6
>1,2 кг	97	2840	3400	60	120	360	56,7	12м ³	5	60	90
плідники		30	5	30	--	--		22,7	2	45	45
										Q _{circ} = 250 м ³ /год	

Розрахунок середньої концентрації амонійного Нітрогену на вході у Фітореактор.

За представленими у таблиці результатами розрахунків загальний об'єм води у басейнах для вирощування риби складатиме близько 170 м³. Відповідно, протягом доби в основних ємностях для вирощування відбудеться 35-ти кратна зміна їх об'єму:

$$n = 24 \cdot Q_{\text{circ}} / V_{\text{заг}} = 24 \cdot 250 / 170 = 35,29. \quad (8)$$

У такому разі за умови практично повного видалення амонійного Нітрогену з води за рахунок очищення у фітореакторі та відведення у стік частини води з муловою сумішшю, розрахункова концентрація амонійного Нітрогену перед подачею у фітореактор становить:

$$C_{\text{NH}_4} = \text{Load}_{\text{NH}_4} / (n \cdot V_{\text{заг}}) = 2,22 / (35,29 \cdot 170) = 0,37 \cdot 10^{-3} \text{ (кг/м}^3\text{)} = 0,37 \text{ (мг/дм}^3\text{)} ; \quad (9)$$

$$\text{або: } C_{\text{NH}_4} = \text{Load}_{\text{NH}_4} / Q_{\text{circ}} = 2,22 / (250 \cdot 24) = 0,37 \text{ (мг/дм}^3\text{)}$$

Виходячи з розрахованого навантаження за амонійним Нітрогеном у осетровому УЗВ, що у період максимальної виробничої потужності становить 2,22 кг/доб, визначаємо необхідну площу фітореактора:

$$F_{\text{фіт}} = \text{Load}_{\text{NH}_4} / \text{ОП}_{\text{фіт}} = 2,22 / 12 \cdot 10^{-3} = 185 \text{ (м}^2\text{)} ; \quad (10)$$

Для очищення води у даному господарстві запроектовано встановлення 4 фітореакторів площею по 48 м². При влаштуванні фітореактора коридорного типу рекомендована ширина секції становить 1 м. Відповідно, при довжині споруди 12 м, її ширина становитиме 4 м.

Для освітлення фітореактора проектується використання світлодіодних ламп з адаптованим до вимог рослин спектром. Діоди розташовують на висоті 30-35 см від поверхні фітореактора на планці-радіаторі шириною 35 см. Для забезпечення рівномірного освітлення усієї поверхні споруди діоди кріплять на планці з обох країв у шаховому порядку. Таким чином, віддаль між

найближчими діодами становитиме 33 см. Встановлена потужність діодів на 1 м^2 поверхні – 50 Вт (5 діодів потужністю 10 Вт кожний). Потужність системи освітлення фітореактора 2,4 кВт, загальна потужність системи освітлення – 9,6 кВт.

Тривалість періоду освітлення фітореактора прийнята рівною 14 годинам. Для автоматизації процесу освітлення використовуються таймери.

О.2. Методика і розрахунок біореактора для очищення оборотної води УЗВ від розчинених та дрібнодисперсних органічних забруднень

Приклад розрахунку приведено для УЗВ з вирощування кларієвого сома виробничою потужністю 45 т/рік. Розрахунок об'єму біореакторів з молюсками здійснюють на основі потенційного навантаження за органічними забрудненнями та розрахункової витрати оборотної води у господарстві (Q_{circ}). Розрахунок необхідної кількості ємностей та потреби у водозабезпеченні здійснено відповідно до технологічної схеми вирощування кларієвого сома в УЗВ (табл. О.2)

Таблиця О.2. Розрахунок необхідного об'єму ємностей та потреби у воді для УЗВ з вирощування кларієвого сома потужністю 45 т/рік

Група/ г	Вихід, %	К-сть, екз	Вага, кг	ЩП, кг/м ³	Період, діб	Заг. Т, діб	Об'єм, м ³	Тип басейнів	К- сть, шт	Заг. об'єм, м ³	Витрата води, м ³ /год
Ікра	80	5100	--	-				інкубатор			0,15
0,3-0,5	80	4200	--	30000 екз/л	14	14		200 л	2	0,4	0,2
2	90	3500	7	5 екз/л	14	28	0,7	800 л	3 (1)	2,4	6,4
10	90	3200	32	20	14	42	1,6				9,6
40	95	2900	116	60	14	60	1,93	1 м ³	5 (2)	5	6
100	95	2760	276	100	30	90	2,76				9
500	95	2625	1313	150	30	120	8,75	PPRT 30- 15 10,6 м ³	3 (1)	31,8	10,6
1500	95	2500	3750	200	60	180	18,75				21,2
плідники		40	3-4	50	--	--		3 м ³	2	6	6
										$Q_{\text{circ}} = 70 \text{ м}^3/\text{год}$	

Виходячи з розрахунку необхідної кількості ємностей та потреби у водозабезпеченні (табл.2) витрата циркуляційної води у період з максимальним водоспоживанням становитиме 90 м³/год. Показник БСК₅ неосвітленої проби після проціджування на сітчастому фільтрі коливається в межах 55 мг/дм³.

Розрахунковий ефект очищення за БСК₅ у технології багатостадійного очищення з розділенням потоків води, адаптованій для обробки оборотної водосомових господарств, становить 75%. Таким чином, середнє навантаження за органічною речовиною на біореактор I ступеня у розрахунку на БСК₅ буде рівним 41,25 мг/дм³. Необхідний об'єм біореактора I ступеня визначаємо виходячи з очисної потужності споруди за даними забрудненням:

$$V_{\text{bioI}} = Q_{\text{circ}} \text{Load}_{\text{БСК}_5} / \text{ОП}_{\text{bioI}} = 70 \cdot 41,25 / 125 = 23,1 \text{ (м}^3\text{)}.$$

Таким чином, для очищення оборотної води на першому етапі проектується встановлення 4 поличних біореактори об'ємом по 6 м³. Маса носія «Вія», який розміщують в біореакторі, становить 1,8 кг.

Біомаса молюсків у кожному біореакторі I ступеня для забезпечення ефективної мінералізації нерозчинених забруднень та зниження приросту біоплівки визначається з потенційного навантаження за нерозчиненими органічними сполуками:

$$P_f = 2,5 \cdot (\text{Load}_{\text{TSS}} + 0,7 \cdot \text{Load}_{\text{БСК}} \cdot 24 \cdot Q_{\text{circ}})$$

де P_f - загальна біомаса молюсків у біореакторах I ступеня, кг;

Load_{TSS} – розрахункове добове навантаження за нерозчиненими забрудненнями на біореактор першого ступеня, кг/доб; у господарствах з вирощування кларієвого сома приймається рівним 0,2F при годівлі кормами з високим вмістом білків та доброю стійкістю до розкладу у воді та 0,35F при годівлі кормами з вмістом білків 30-35% та низькою механічною стійкістю (F- кількість корму що вноситься у рибницькі басейни, кг). Таким чином у кількість молюсків, яку необхідно культивувати у біореакторах I ступеня в даному господарстві:

$$P_f = 2,5 \cdot (0,2 \cdot 150 + 0,7 \cdot 41,25 \cdot 10^{-3} \cdot 24 \cdot 70) = 196,28 \text{ (кг)}.$$

О.3. Методика і розрахунок біореактора II ступеня для доочищення оборотної води УЗВ

Приклад розрахунку приведено для УЗВ з вирощування кларієвого сома виробничою потужністю 45 т/рік. Розрахунок об'єму біореакторів з молюсками здійснюють на основі потенційного навантаження за органічними забрудненнями та розрахункової витрати оборотної води у господарстві (Q_{circ}). Розрахунок необхідної кількості ємностей та потреби у водозабезпеченні здійснено відповідно до технологічної схеми вирощування кларієвого сома в УЗВ (табл. О.3)

Таблиця О.3. Розрахунок необхідного об'єму ємностей та потреби у воді для УЗВ з вирощування кларієвого сома потужністю 45 т/рік

Група/г	Вихід, %	К-сть, екз	Вага, кг	ЩП, кг/м ³	Період, діб	Заг. Т, діб	Об'єм, м ³	Тип басейнів	К-сть, шт	Заг. об'єм, м ³	Витрата води, м ³ /год
Ікра	80	5100	--	-				інкубатор			0,15
0,3-0,5	80	4200	--	30000 екз/л	14	14		200 л	2	0,4	0,2
2	90	3500	7	5 екз/л	14	28	0,7	800 л	3 (1)	2,4	6,4
10	90	3200	32	20	14	42	1,6				9,6
40	95	2900	116	60	14	60	1,93	1 м ³	5 (2)	5	6
100	95	2760	276	100	30	90	2,76				9
500	95	2625	1313	150	30	120	8,75	PPRT 30-15 10,6 м ³	3 (1)	31,8	10,6
1500	95	2500	3750	200	60	180	18,75				21,2
плідники		40	3-4	50	--	--		3 м ³	2	6	6
										$Q_{\text{circ}} = 70 \text{ м}^3/\text{год}$	

Виходячи з розрахунку необхідної кількості ємностей та потреби у водозабезпеченні (табл.) витрата циркуляційної води у період з максимальним водоспоживанням становитиме 90 м³/год. Показник БСК₅ неосвітленої проби після проціджування на сітчастому фільтрі коливається в межах 55 мг/дм³.

Розрахунковий ефект очищення за БСК₅ у технології багатостадійного очищення з розділенням потоків води, адаптованій для обробки оборотної водосомових господарств, становить 75%. Таким чином, середнє навантаження за органічною речовиною на біореактор I ступеня у розрахунку на БСК₅ буде рівним 41,25 мг/дм³. Необхідний об'єм біореактора I ступеня визначаємо виходячи з очисної потужності споруди за даними забрудненням:

$$V_{\text{bioI}} = Q_{\text{circ}} \text{ Load}_{\text{БСК}_5} / \text{ОП}_{\text{bioI}} = 70 \cdot 41,25 / 125 = 23,1 \text{ (м}^3\text{)}.$$

Для очищення оборотної води на першому етапі проектується встановлення 4 поличних біореактори об'ємом по 6 м³. Маса носія «Вія», який розміщують в біореакторі, становить 1,8 кг.

Біомаса молюсків у кожному біореакторі I ступеня для забезпечення ефективної мінералізації нерозчинених забруднень та зниження приросту біоплівки визначається з потенційного навантаження за нерозчиненими органічними сполуками:

$$P_f = 2,5 \cdot (\text{Load}_{\text{TSS}} + 0,7 \cdot \text{Load}_{\text{БСК}} \cdot 24 \cdot Q_{\text{circ}}),$$

де P_f - загальна біомаса молюсків у біореакторах I ступеня, кг;

Load_{TSS} – розрахункове добове навантаження за нерозчиненими забрудненнями на біореактор першого ступеня, кг/доб; у господарствах з вирощування кларієвого сома приймається рівним 0,2F при годівлі кормами з високим вмістом білків та доброю стійкістю до розкладу у воді та 0,35F при годівлі кормами з вмістом білків 30-35% та низькою механічною стійкістю (F- кількість корму що вноситься у рибницькі басейни, кг).

Таким чином у кількість молюсків, яку необхідно культивувати у біореакторах I ступеня в даному господарстві:

$$P_f = 2,5 \cdot (0,2 \cdot 150 + 0,7 \cdot 41,25 \cdot 10^{-3} \cdot 24 \cdot 70) = 196,28 \text{ (кг)}.$$

Додаток П.

Приклад розрахунку виробничого плану міні-УЗВ
з вирощування осетрових потужністю 7,9 т/рік
з розробленою технологією очищення оборотної води

Схема вирощування – 4 виробничих цикли протягом року з ротаційним обловом товарних басейнів. Розрахункова тривалість вирощування – 1 рік.

Товарна вага – 1,2-1,5 кг. Розрахунок основних ємностей проведено з урахуванням можливості подовження терміну реалізації товарної продукції з 1 до 3-х місяців. Відповідно, середньомісячний обсяг реалізації продукції – 660 кг живої риби.

Орієнтовна площа комплексу – 200-250 м² - розміщення ємностей, планування господарства залежить від геометрії будівлі, - необхідна прив'язка до ферми чи будівлі, яка має бути зведена.

Розрахунок основних розмірно-вагових груп та потреби у ємностях
господарства

Група/ Маса, г	Вихід, %	К-сть, екз	Вага, кг	ЩП, кг/м ³	Період, діб	Заг. Т, діб	Об'єм м ³	басейн	К- сть, шт	Заг. об'єм, м ³	Витрата води
2	90	2600	5		20	30 діб		450 л	4	1,8	2
10	90	2340	47		30	60					4
25	90	2100	52,5	20	30	90	2,2	1,1 м ³	5	5,5	8,8
50	95	1890	94,5	20	30	120	4,7				16,5
100	95	1800	180	40	30	150	4,5	5 м ³	4	20	40
500	95	1700	850	50	90	210	17				
>1,2 кг	97	1650	1980	50	120	360	39,6	10 м ³	4	40	80
											Макс. = 135м ³ /год

Схема водозабезпечення

Макс. витрата оборотної води – 135 м³/год

Частка води, що використовується повторно –95-97 %

Циркуляційний насос - 135 м³/год, напір – 25-30 м

Потреба у підживлювальній воді – 3 м³/год (максимальна)

Витрати на основні виробничі фонди

Розрахунок витрат на основні виробничі фонди приведено відповідно до класичної технології вирощування осетрових в УЗВ. На ранніх етапах молодь вирощується в поліпропіленових басейнах, у подальшому – у басейнах каркасного типу з плівки. Температурний режим у весняно-літній період – 24-27°C, у осінньо-зимовий – 16-20°C. Нагрів води здійснюється завдяки твердопаливному котлу, найбільш доцільно підключити у схему терморегуляції міні-станцію на фотоелементах. Споруди для очищення оборотної води розраховані за авторською технологією багатостадійного біологічного очищення. Запропонована схема очищення води УЗВ з вирощування осетрових розроблена на основі технології багатостадійного біологічного очищення оборотної води (рис.1) передбачає коефіцієнт рециркуляції на рівні 0,97-0,98.

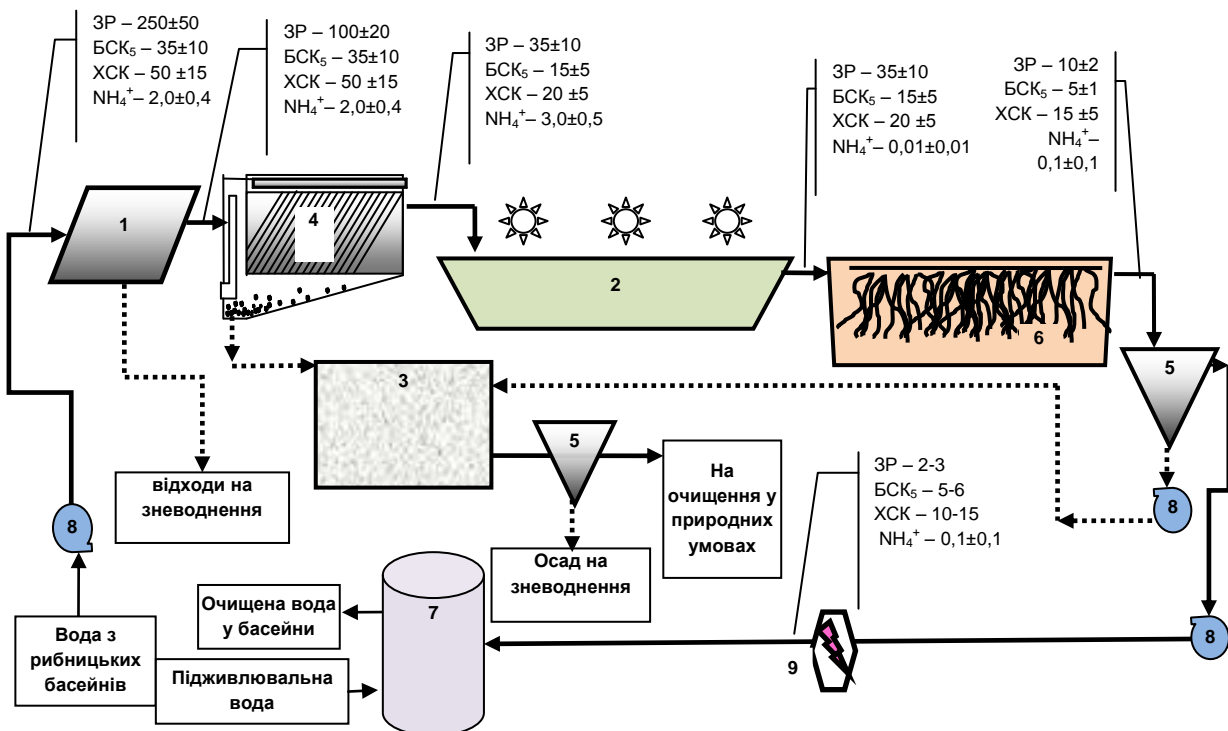


Рис. П.1. Схема технології багатостадійного біологічного очищення оборотної води при вирощуванні осетрових в УЗВ:

1 – сітчастий фільтр; 2 – фітореактор; 3 – затоплений біофільтр; 4 – біореактор з похилими полицями; 5 – відстійник; 6 – біореактор з волокнистим носієм; 7 – блок терморегуляції та аерації; 8 – насос, 9 – знезараження оборотної води
Примітка: значення концентрацій забруднень оборотної води наведено в мг/дм³.

Пересадка риб на кожний наступний виробничий етап здійснюється одночасно з сортуванням та відбраковкою. На перших етапах планується здійснювати годівлю риб вручну, у подальшому заплановано купівлю автогодівниць.

Згідно проекту передбачене використання підземного джерела водопостачання для подачі підживлювальної води. Умовно прийнято, що висота підйому води становить 60 м, необхідний напір насосу – 75 м.

Таблиця П.1.
Вартість басейнів та обв'язки

Вид	Хар-ка	К-сть, шт	Вартість од., тис. грн.	Загальна вартість, тис. грн.	Витрати на амортизацію, тис. грн. /рік
Лотки	200 л	4	0,2	0,8	0,1
Лотки	450 л	4	0,5	2	0,1
Басейн ПП	1,1 м ³	5	1,6	8	0,53
Басейн ПП	4 м ³	4	10	40	2,7
Басейн каркасний (плівка)	10 м ³	4	27	108	11
Труби водопост. ПП	Д50-20	200 м	35	7	0,47
Труби каналізація	Д50-100	200 м	20	4	0,2
Арматура				40	2,67
	Разом:			209,8	17,77

Таблиця П.2. Вартість обладнання для очищення води

Склад споруд	Технічна характеристика,	Кількість, шт	Загальна вартість, тис. грн.	Витрати на амортизацію, тис. грн. /рік
Сітчастий фільтр	50 м ³ /год	3	18	1,2
Біореактор поличного типу	V= 16 м ³	2	30	2
Фітореактор	F= 48 м ²	2	30	2
Система освітлення фітореактора	Діоди, P _{заг} = 1,5 кВт	4 лінії по 48 м	50	5
Вертикальний осьовий насос / фітореактор	Q _{макс} = 150 м ³ /год, H= 2,6 м P = 2,4 кВт	1	28	2,8
Вертикальний осьовий насос / біореактор	Q = 150 м ³ /год, H= 5,5-3 м P = 5 кВт	1	29	2,9
	Разом:		185	15,9

Таблиця П.3. Вартість технологічного обладнання

Склад споруд	Технічна характеристика,	Кількість, шт	Загальна вартість, тис. грн.	Витрати на амортизацію, тис. грн. /рік
Насос підживлювальної води з автоматикою	3 м ³ /год 2,5 кВт	1	20	2
Компресорна станція	10 кВт	1	50	3,33
Труби, фітинги, системи розпилення		100	50	3,33
Блок знезараження		2	30	2
Автогодівниці		10	0	0
	Разом:		150	10,66

Таблиця П.4. Вартість обладнання для опалення

Склад споруд	Технічна характеристика,	Кількість, шт.	Загальна вартість, тис. грн.	Витрати на амортизацію, тис. грн. /рік
ТП котел	50 кВт	1	60	3
Станція на фотоелементах	10 кВт	1	30	2
Акумулююча ємність	F= 24 м ³	1	20	1,33
Обв'язка котла			30	2
	Разом:		140	8,33

Витрати на основні виробничі фонди (без урахування приміщення, умов для персоналу, вентиляції приміщення і т.п.) - 475 тис. грн.

Витрати на монтажні-пускові роботи – 150-170 тис.

Орієнтовна амортизація з даної групи фондів – 53 тис. грн./рік

Експлуатаційні витрати

Основну статтю у собівартості продукції УЗВ становлять корми. Відповідно до укрупнених даних, при кормовому коефіцієнті комбікормів $k=1$, потреба у продукційних кормах для кожного виробничого циклу становитиме близько 2 т.

Витрати на корми для молоді визначаються з умови отримання молоді для зарибку кожні 4 місяці, орієнтовна річна потреба у таких кормах становитиме 200 кг.

Фонд заробітної плати визначено з умови зарахування у штат 2-х працівників. Місячні відрахування на заробітну платню з урахуванням оподаткування – 5 тис. грн. на кожного працівника. Функції адміністрування, управління виконує власник.

Таким чином, річні витрати на оплату праці становлять 120 тис. грн.

Витрати на опалення будуть залежати від рівня теплоізоляції приміщення, потужності сонячної системи, вартості енергоресурсів. У розрахунок закладено річну потребу у дровах твердих порід на рівні 30-40 складометрів (20-25 тис. грн.)

Таблиця П.5. Експлуатаційні витрати господарства

Показник, од. вим.	Річна потреба,	Вартість од., грн	Річні витрати, тис. грн	Прим-ка
Зарибок				
Мальок 2 г	10400	4	41,6	
Корм, кг				
Продукційний	8000	46	368	«Aller aqua»
Стартовий	200	120	24	«Corpens»
Електроенергія, тис. кВт.				
Насос свердловини	26,28	0,1862	4,89	
Насос фітореактора	21,02		3,91	
Насос біореактора	43,8		8,16	
Освітлення фітореактора	13,14		2,45	
Аерація басейнів	87,6		16,31	Повітря
Знезараження	70,1		13,05	УФ
		Разом	482,37	

Отже, експлуатаційні витрати господарства відповідно до укрупнених розрахунків та з урахуванням вартості амортизації основних виробничих фондів становитимуть 680,37 тис. грн./рік.

Собівартість вирощеної продукції:

$$680,37/7,9 = 86,12 \text{ (грн/кг)}.$$

При реалізації продукції дрібними партіями за гуртовою ціною у 150 грн/кг, валовий річний прибуток господарства становитиме 1 млн 185 тис. грн.

Чистий прибуток підприємства за даної потужності – близько 500 тис. грн/рік.

ДОДАТОК Р. СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ ТА ВІДОМОСТІ ПРО АПРОБАЦІЮ

Р.1. Наукові праці, у яких опубліковані основні результати дисертації:

Монографії

68. Кононцев С. В. Екологічна біотехнологія очищення стічних вод та культивування кормових організмів: Монографія / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська. – Рівне: НУВГП, 2011. – 151 с. *(Здобувачем запропоновано загальний підхід до створення нової біотехнології відновлення якості води).*

69. Кадастр іхтіофауни Рівненської області: Монографія / [Гроховська Ю. Р., Воловик Г. П., Кононцев С. В. та ін.]; за ред. Мошинського В. С., Гроховської Ю. Р. – Рівне: ТзОВ «Дока центр», 2012. – 200 с. *(Здобувачу належить систематизація та аналіз звітних даних, визначення чинників, що впливають на поширення окремих представників іхтіофауни в регіоні).*

Статті у наукових фахових виданнях України

70. Кононцев С. В. Біотехнологія очищення води при вирощуванні кларієвого сома в УЗВ / Вода і водоочисні технології: Науково-технічні вісті. – № 3 (20). – 2016. – с. 57-64.

71. Гроховська Ю. Р. Оцінка якості води Чорного моря в районі м. Ялта / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2007. – Вип. 3 (39). – с. 47-53. *(Здобувачем здійснено постановка завдань досліджень, аналіз відповідності якості води рибогосподарським вимогам).*

72. Кононцев С. В. Очищення води рибницьких господарств із замкнутим циклом водопостачання від сполук амонійного нітрогену / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: наук. – К.: КНУБА, 2016. – Вип. № 27. – С. 170-177. *(Здобувачем обґрунтовано переваги розробленого методу у порівнянні з традиційною технологією, сформульовано мету досліджень та загальні висновки).*

73. Саблій Л. А. Підвищення ефективності аерування мулової суміші в аеротенках шляхом використання низьконапірного аератора / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: наук. – техн. зб. – К.: КНУБА, 2017. – Вип. №28. – с. 290-295. *(Здобувачем обґрунтовано економічну доцільність використання низьконапірного аератора для обробки мулових сумішей та попередньої аерації концентрованих стічних вод перед подачею в аеробний біореактор).*

74. Кононцев С. В. Аналіз відповідності складу забруднень оборотної води УЗВ потребам водних рослин у макроелементах / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Саблій Л. А., Козар М. Ю. // ВІСНИК НУВГП. – Випуск 4(58). – 2017 р. – с. 68-76. *(Здобувачу належить розробка*

методики досліджень, формулювання ідеї про потребу у забезпеченні збалансованого живлення рослин для ефективного очищення води).

75. Кононцев С. В. Реалізація методу біоконвеєра при очищенні оборотної води рибницьких господарств / С. В. Кононцев // ВІСНИК НУВГП. – Випуск 4(80). Серія: Технічні науки. – 2017р. –С. 28-35.

76. Саблій Л. А. Технологія очищення оборотної води УЗВ для вирощування осетрових / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Вісник інженерної академії України. - № 4. – 2017. – с. 183-188. *(Здобувачем проведено експериментальні дослідження на дослідному господарстві, визначено основні показники забруднень, розроблено технологію очищення оборотної води).*

77. Кононцев С. В. Моделювання процесів видалення сполук нітрогену з оборотної води індустріальних рибницьких господарств / С. В. Кононцев // Математичне моделювання в економіці. – № (1) – 2018 р. – с. 93-102.

78. Гроховська Ю. Р. Фізіолого-біохімічні основи очищення оборотної води УЗВ від сполук нітрогену та фосфору / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: технічні науки. – Том 29 (68). – Ч. 3. – № 1. – 2018. – с. 42-47. *(Здобувачем визначено основні складові забруднень оборотної води, що можуть бути трансформовані у біомасу кормових організмів, сформульовано завдання досліджень).*

79. Гроховська Ю. Р. Асиміляційний потенціал ряскових та перспективи його використання при очищенні оборотної води УЗВ / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // ВІСНИК НУВГП. – Випуск № 1(81), серія Технічні науки. – 2018. – с. 47-53. *(Здобувачем проведено аналітичні розрахунки потенційної очисної потужності фітореактора з рясковими).*

80. Саблій Л. А. Аналіз ефективності застосування роторних аераторів при очищенні води у системах з оборотним водопостачанням / Л. А. Саблій, М. С. Коренчук, С. В. Кононцев // Вісник КНУТД. Серія «Технічні науки». – 2018. – № 2 (120). – с. 56-61. *(Здобувачем проведено теоретичне обґрунтування ефективності використання аераторів роторного типу в окремих вузлах схеми водопостачання та водоочищення УЗВ).*

81. Кононцев С. В. Конверсія компонентів корму при вирощуванні рибницької продукції в установках із замкнутим водопостачанням / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, М. С. Коренчук // «Наукові горизонти», Вісник ЖНАЕУ. – 2018. – Випуск 4 (67). – с. 94-103. *(Здобувачем розроблено шляхи трансформації розчинених та нерозчинених забруднень оборотної води у біомасу очисних агентів).*

82. Саблій Л. А. Очищення оборотної води УЗВ у біореакторі з похилими полицями / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Вісник інженерної академії України. - № 1. – 2018. – с. 156-162.

(Здобувачу належить розробка конструктивного рішення для модернізації існуючої споруди, визначення раціональних величин технологічних параметрів очищення оборотної води УЗВ).

83. Кононцев С. В. Очищення оборотної води рибницьких господарств індустріального типу від сполук фосфору / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Л. А. Саблій, М. Ю. Козар // Вісник інженерної академії України. – 2018. – №2. – с. 160-164. *(Здобувачем здійснено формулювання основних завдань досліджень, аналіз трансформації сполук фосфору в процесі багатостадійного біологічного очищення).*

84. Кононцев С. В. Комплексне очищення оборотної води УЗВ з використанням інтегрованих систем аквапоніки / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська, М. С. Коренчук // Вісник інженерної академії України. – 2018. – №3. – с. 171-176. *(Здобувачу належить ідея подачі у систему аквапоніки стабілізованої мулової суміші, розрахунок балансу макро- та мікроелементів у замкнутому контурі).*

85. Саблій Л. А. Використання аераційної системи ежекторного типу для біологічного очищення стічних вод // Л. А. Саблій, О. М. Ободович, В. В. Сидоренко, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук // Вода і водоочисні технології: Науково-технічні вісті. – № 1 (22). – 2018. – с. 50-58. *(Здобувачем проведено аналіз ефективності альтернативних систем аерації в очисних спорудах).*

86. Саблій Л. А. Дослідження ефективності видалення іонів феруму вищими водними рослинами / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук, Д. С. Колтишева // Наукові праці ВНТУ. – 2018. – № 2. – 5 с. *(Електронний науковий журнал) (Здобувачем здійснено визначення умов проведення експерименту та обґрунтування раціональних величин параметрів процесу).*

87. Konontcev S. Treatment of recirculating water of industrial fish farms in phytoreactor with Lemnoideae / S. Konontcev, L. Sabliy, M. Kozar, N. Korenchuk // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. - 2017. – 5/10 (89). – P. 61-67. *(Індексується у базах BASE, Ulrich's Periodicals Directory, Cite Factor, Research Bid, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography, Scopus) (Здобувачу належить постановка завдань досліджень та проведення експериментальних досліджень).*

88. Саблій Л. А. Реалізація концепції системи інтегрованої мультитрофічної аквакультури у прісноводних рибницьких господарствах з замкнутим водопостачанням / Л. А. Саблій, М. С. Коренчук, С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська / Вісник Хмельницького Національного Університету. Серія: Технічні науки. – 2017. – № 5. – с. 89-93. *(Індексується у базах Google Scholar, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography) (Здобувачем проведено теоретичний аналіз взаємодії окремих груп очисних агентів в межах біотехнології очищення води).*

89. Кононцев С.В. Використання черевоногих молюсків для мінералізації нерозчинених забруднень оборотної води УЗВ / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Л. А. Саблій, М. С. Коренчук // Вісник Хмельницького Національного Університету. Серія: Технічні науки. – 2018. - №1. - с. 193-198. (Індексується у базах Google Scholar, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography) *(Здобувачем обґрунтовано доцільність включення черевоногих молюсків у процеси мінералізації нерозчинених забруднень).*

90. Кононцев С. В. Адаптація ряскових (LEMNOIDEAE) до умов органічного забруднення води / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська, Л. А. Саблій, М. С. Коренчук // Вісник Хмельницького Національного Університету. Серія: Технічні науки. – 2018. – №2 (259). – с. 141-146. (Індексується у базах Google Scholar, Index Copernicus, РИНЦ, Polish Scholarly Bibliography) *(Здобувачем проведено аналітичні розрахунки, здійснено постановку експериментальних досліджень).*

91. Кононцев С. В. Ефективність видалення сполук Нітрогену рослинами в інтегрованій мультитрофічній аквакультурі / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, М. Ю. Козар, Ю. Р. Гроховська // Науковий Вісник Будівництва. – ХНУБА. – 2018 – 91 (1). – С. 331-335. (Індексується у базах International Innovative Journal Impact Factor, Google Scholar, Metadata from Crossref) *(Здобувачу належить розробка теоретичних основ технології видалення біогенних елементів у системі мультитрофічної аквакультури, постановка та проведення експериментальних досліджень).*

Статті у наукових періодичних виданнях інших держав

92. Nitrogen removal from fish farms water by *Lemna minor* and *Wolffia arrhiza* / L. Sabliy, S. Konontsev, J. Grokhovska, M. Widomski and G. Lagod // Proceedings Society of Ecological Chemistry and Engineering (SEChE), Proceeding of ECOpole. – Opole (Poland), 2016. – Vol. 10. - No. 2. - P. 499-504. *(здобувачу належить проведення експериментальних досліджень, обробка та інтерпретація результатів).*

93. Кононцев С. В. Использование макрофитов для биофильтрации воды в установках замкнутого водоснабжения / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховская // Рыбоводство и рыбное хозяйство: изд. ООО Издательский дом «Панорама» (Москва). – Вып. 4. – 2017. – с. 56-60. *(Здобуваєм сформульовано завдання роботи, розроблено теоретичні основи культивування макрофітів у рибницьких системах).*

94. Кононцев С. В. Использование макрофитов для очистки воды УЗВ от соединений азота / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховская // Вопросы рыбного хозяйства Беларуси: сб. науч. тр. [Под общ.ред. В. Ю. Агееца]. – Вып. 31. – Минск. – 2015. – С. 85-90. *(Здобуваєм проведено аналіз ефективності очищення від сполук Нітрогену та Фосфору різними групами макрофітів).*

95. Konontcev S., Sablij L., Pylypenko Yu., Grokhovska Y., Kovalev Yu. Purification of RAS circulating water from Phosphorous compounds / Acta Biol. Univ. Daugavp. – 17(2). – 2017. – p. 193-197. *(Здобувачу належить формування ідеї використання вищих водних рослин для асиміляції Фосфору з оборотної води УЗВ, проведення досліджень, аналіз та узагальнення результатів).*

Р.2. Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

96. Гроховська Ю. Р. Применение биологических методов очистки воды в рециркуляционных системах выращивания рыбы / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // 5-й Міжнародний екологічний форум "Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета". – Херсон: 21-22 листопада 2013 р. – С. 210-214. *(Здобувачем обґрунтовано переваги використання біотехнологій для відновлення якості води).*

97. Саблій Л. А. Біологічні аспекти очищення оборотної води рибницьких господарств із замкнутим циклом водозабезпечення / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська // «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (8-11 жовтня 2014 р., Київ): матер. II Міжнар. науково-практичної конференції – К.: Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2014. – С. 166-169. *(Здобувачу належить узагальнення теоретичних даних, визначення пріоритетів в розвитку сучасних біотехнологій відновлення води, формулювання висновків).*

98. Саблій Л. А. Використання вищих водних рослин для очищення води у індустріальному рибництві / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська / Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти (28-30 жовтня 2015 р., м. Київ): матер. III Міжнар. наук.-практ. конф. – К.: Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2015. – С. 180-181. *(Здобувачу належить формулювання основних напрямків досліджень, розробка теоретичних засад залучення рослин до процесів очищення оборотної води).*

99. Гроховська Ю. Р. Экобиотехнологии десапробизации: теоретические и практические аспекты / Ю. Р. Гроховская, Л. А. Саблій, С. В. Кононцев // Ресурсосбережение и энергоэффективность инженерной инфраструктуры урбанизированных территорий и промышленных предприятий: материалы II междунар. науч.-техн. интернет-конф. (20-27 февраля 2016 г.). – Харьков: ХНУГХ им. А. Н. Бекетова. – с. 107-109. *(Здобувачу належить розробка технічних умов для реалізації розробленої технології в очисних спорудах комунальних підприємств).*

100. Саблій Л. А. Сучасні тенденції у біотехнології очищення оборотної води рибницьких індустріальних господарств / Л. А. Саблій, С. В. Кононцев // Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції

«Водопостачання та водовідведення. Проектування, будова, експлуатація, моніторинг». 4-6 листопада 2015р. – Національний університет «Львівська політехніка». – Львів: ЗУКЦ – с. 125-127. *(Здобувачу належить аналіз джерел літератури, формулювання основної ідеї роботи, прогнозування ефективності реалізації інноваційних технологій при очищенні оборотної води).*

101. Кононцев С. В. Біологічна технологія мінералізації осадів рибиницьких господарств індустриального типу / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій // Матеріали XIX Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство» (12-13 травня 2016 р., м. Київ) / К.: НТУУ «КПІ», 2016. – С. 97-98. *(Здобувачу належить аналіз шляхів утилізації утворених відходів, запропоновано ефективні способи для підвищення рівня їх мінералізації та зменшення обсягів).*

102. Кононцев С. В. Екологічна технологія відновлення якості води індустриальних рибиницьких господарств. Тези Всеукраїнської науково-практичної конференції «Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції», 27 жовтня 2016 року. – Житомир: ЖДТУ. – 2016. – С. 63.

103. Кононцев С. В. Ефективність видалення сполук Нітрогену у фітореакторі зі рясковими / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій / Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти (26-28 жовтня 2016 р.): матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції – К.: Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2016. – С. 106-108. *(Здобувачем проведено експериментальну частину роботи, обробку даних та їх інтерпретацію).*

104. Кононцев С. В. Аналіз умов формування та складу забруднень технологічної води УЗВ / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій // Матеріали науково-практичної конференції «Меліорація та водовикористання – сталий розвиток водогосподарського комплексу країни». (м. Мелітополь, Мелітопольський інститут екології та соціальних технологій ВМУРоЛ «Україна»). – с. 51-53. *(Здобувачем проведено аналіз основних чинників, що впливають на кількісні та якісні показники забруднень оборотної води).*

105. Саблій Л. А. Використання гідромеханічної системи аерації для біологічного очищення стічних вод / Л. А. Саблій, О. М. Ободович, В. В. Сидоренко, С. В. Кононцев, М. С. Коренчук / Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти (26-27 жовтня 2016 р., Київ): матер. V Міжнар. наук.-практ. конф. – К.: Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2017. – С. 187-188. *(Здобувачем проведено аналіз впливу конструкції аератора на мікробіоту очисних споруд).*

106. Pylypenko Yu. Experience of using Gastropods for the transformation of organic pollutants of recirculating aquaculture systems. / Pylypenko Yu., Grokhovska Y., Konontsev S, Kovalev Yu. // 2nd International Aquaculture Conference Recirculating Aquaculture Systems (RAS): Life Science and

Technologies (2017.05.04). – Daugavpils University Academic Press “Saule” Daugavpils. – 2017. – р. 43-44. *(Здобувачем проведено аналіз потенціалу молюсків в ролі деструкторів нерозчинених забруднень).*

107. Гроховська Ю. Р. Збереження екосистеми річки Случ як оселища раритетних гідробіонтів і туристичної перлини Рівненщини / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Збірник тез I Міжнародної науково-практичної конференції «Перспективи розвитку сільського та екологічного туризму в Україні» (Березне - Рівне). – 2016. – С. 115-116. *(Здобувачем проведено огляд та систематизацію звітних даних, розроблено заходи для підвищення ефективності видалення біогенних елементів).*

108. Антропогенний вплив на екологічний стан і структуру біоти водних екосистем басейну Прип'яті / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Міжнародна науково-практична конференція «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку» до 60-річчя від дня народження д.с.-г.н., професора Пилипенка Ю. В. – Херсон: Олді-плюс – 2018. – С. 390-393. *(Здобувачем розроблено найбільш дієві заходи із зниження антропогенного навантаження на природні водойми).*

Р.3. Наукові праці, які додатково відображають результати дисертації:

Статті в інших наукових виданнях

109. Кононцев С. В. Порівняльний аналіз методів знезараження води рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська // Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки. – Рівне: НУВГП. – 2010. – Вип. 2 (50). – С. 58-63. *(Здобувачу належить узагальнення, систематизація та аналіз даних літературних джерел і постановка завдань досліджень).*

110. Кононцев С. В. Хвороби декоративних риб та шляхи їх поширення / С. В. Кононцев, Ю. Р. Гроховська // Таврійський науковий вісник: Збірн. наук. праць ХДАУ. – Вип. 76. – Херсон, 2011. – С. 240-246. *(Здобувачем сформульовано основні завдання досліджень, визначено фактори, що впливають на вибір методів знезараження).*

111. Кононцев С. В. Забезпечення енергоефективної терморегуляції рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій // Актуальні проблеми систем теплогазопостачання і вентиляції, водопостачання та водовідведення. Зб. наук. праць. – Рівне: НУВГП. – 2015. – с. 177-180. *(Здобувачем проведено теоретичне обґрунтування ефективності застосування комбінованої схеми терморегуляції, визначено технічні умови для її впровадження).*

112. Кононцев С. В. Використання гідробіонтів різних трофічних груп у процесах очищення забрудненої води УЗВ / С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – Випуск 3(75). – 2016 р. – С. 97-103.

113. Кононцев С. Біотехнологія культивування кормових організмів у системі відновлення якості води рибницьких комплексів індустріального типу / С. Кононцев, Л. Саблій, Ю. Гроховська // Біотехнологія: досвід, традиції та інновації: збірник наукових праць. – Київ: НУХТ. – 2016. – С. 84-91. *(Здобувачу належить постановка завдань досліджень та розробка теоретичних основ культивування очисних агентів у біореакторах).*
114. Кононцев С. В. Принцип біоконвеєра в очищенні води рибницьких господарств індустріального типу / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гроховська // Збірник статей за матеріалами Міжнародного Конгресу та Технічної виставки «ЕТЕВК-2015» Екологія, Технологія, Економіка, Водопостачання, Каналізація, (Іллічівськ, 8-12 червня 2015 року). – С. 194-197. *(Здобувачем теоретично обґрунтовано доцільність залучення до процесів видалення забруднень оборотної води визначених видів гідробіонтів).*
115. Гроховская Ю. Р. Ресурсы водной флоры Ровенской области Украины / Ю. Р. Гроховская, С. В. Кононцев // Agrobiodiversity for improving nutrition, health and life quality.– Slovak University of Agriculture. Nitra. – 2015. – Part I. – P. 201-204. *(Здобувачем узагальнено та систематизовано теоретичні дані, сформульовано висновки до роботи).*
116. Гроховська Ю. Р. Фітоаккумуляція макро- і мікроелементів – перспективи покращення якості поверхневих вод / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вода: проблеми та шляхи вирішення. Збірник статей науково-практичної конференції з міжнародною участю, м. Рівне, 6-8 липня 2016 року. – Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка – С. 41-47. *(Здобувачу належить узагальнення теоретичних даних, формулювання висновків до роботи).*
117. Гроховська Ю. Р. Раритетні види та угруповання вищих водних і прибережно-водних рослин Рівненської області / Ю. Р. Гроховська, В. О. Володимирець, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2013. – Вип. 2 (62). – С. 182-197. *(Здобувачу належить обґрунтування використання вибору окремих видів макрофітів у процесах очищення води рибницьких господарств та аналіз їх адаптації у штучно створених умовах).*
118. Гроховська Ю. Р. Рідкісні види круглоротих і риб Рівненщини / Ю. Р. Гроховська, В. О. Мосніцький, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2011. – Вип. 3 (55). – С. 46-52. *(Здобувачем проведено аналіз можливості відтворення в системах з оборотним водопостачанням цінних видів риб).*
119. Гроховська Ю. Р. Екологічний стан та гідробіологічна характеристика річки Корчик / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, С. О. Андрійчук // Вісник НУВГП. – Вип. 4 (52). – Рівне, 2010. – С. 94-101. *(Здобувачем проведено аналітичний огляд відповідності основних фізико-хімічних показників річки рибогосподарським вимогам).*

120. Гроховська Ю. Р. Аналіз гідроекологічних процесів у малій річці / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Таврійський науковий вісник: Збірн. наук. праць ХДАУ. – Вип. 48. – Херсон, 2007. – С. 121-129. *(Здобувачу належить розробка рекомендацій щодо зниження негативних наслідків скиду недостатньо очищених промислових стічних вод)*.
121. Гроховська Ю. Р. Аналіз відповідності гідрохімічних показників водних об'єктів Рівненщини рибогосподарським вимогам / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. – 2012. – Вип. 2 (58). – С. 114-121. *(Здобувачем сформульовано завдання досліджень, розроблено методику та визначено основні критерії для проведення аналізу)*.
122. Гроховська Ю. Р. Екологічна різноманітність іхтіофауни річки Стир / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, А. В. Кульпач // Вісник НУВГП. – 2014. – Вип. 1(65). – С. 9-21. *(Здобувачем проаналізовано зв'язок видового різноманіття іхтіофауни з якістю води на окремих ділянках досліджуваної екосистеми)*.
123. Гроховська Ю. Р. Аналіз впливу гідрохімічного режиму на видове різноманіття іхтіофауни річок Рівненщини / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, А. В. Хорхолюк // Вісник НУВГП. – 2013. – Вип. 3 (63). – С. 61-74. *(Здобувачем визначено основні напрямки та методику досліджень, здійснено систематичний опис досліджуваної іхтіофауни)*.
124. Гроховська Ю. Р. Загальна характеристика іхтіофауни Рівненської області / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, Г. П. Воловик // Шляхи збереження і відновлення рибництва та водних екосистем у Поліському регіоні: матеріали Всеукр. наукової конф., 24-26 жовт. 2011р.: Збірник наукових праць. – Рівне, 2011. – С. 53-61. *(Здобувачем досліджено різноманітність іхтіофауни на ділянках водойм, забруднених недостатньо очищеними стоками населених пунктів та промислових підприємств)*.
125. Гроховська Ю. Р. Систематична структура і ресурсний потенціал водної флори Стир-Горинської частини басейну Прип'яті / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Актуальні проблеми дослідження довкілля (за матеріалами VI Міжнародної наукової конференції, присвяченої 150-річчю з дня народження академіка Г. М. Висоцького, 20-23 травня 2015 р., м. Суми). – Т.1. – Суми: СумДПУ імені А. С. Макаренка, 2015. – С. 45-49. *(Здобувачем проведено оцінку ресурсного потенціалу, сформульовано висновки та пропозиції виробництву)*.
126. Гроховська Ю. Р. Еколого-географічний огляд іхтіофауни Рівненської області / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // VIII Міжнародна іхтіологічна науково-практична конференція «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології» (Херсон, 17-19 вересня 2015 року). – С. 45-49. *(Здобувачем визначено перспективи культивування зникаючих та промислово цінних видів в умовах УЗВ з метою подальшої їх інтродукції у природні водойми)*.

Патенти

127. Патент України на корисну модель № 102108, МПК C02F 3/34. Спосіб біологічного очищення оборотних вод рибницьких господарств індустріального типу / Кононцев С. В., Саблій Л. А., Гроховська Ю. Р., Жукова В. С.: заявл. 22.05.15; опубл. 12.10.15, Бюл. №19. *(Здобувачем обґрунтовано доцільність поетапного видалення забруднень оборотної води рибницьких господарств у системі послідовно з'єднаних споруд біологічного очищення).*

128. Патент України на корисну модель № 105121, МПК C02F 3/34. Біореактор для очищення оборотних вод рибницьких господарств від біогенних елементів / Кононцев С. В.; Саблій Л. А.; Гроховська Ю. Р.; Жукова В. С.: заявл. 22.07.2015; опубл. 10.03.2016, Бюл. №5. *(Здобувачу належить ідея конструкції біореактора та розробка його складових елементів).*

129. Патент України на корисну модель № 118778, МПК C02F 3/32, C02F 3/34. Пристрій для біологічного очищення стічних вод / Саблій Л. А.; Кононцев С. В., Коренчук М. С.: заявл. 13.03.17; опубл. 28.08.17, Бюл. №16. *(Здобувачу належить ідея розділення конструкції біореактора на дві зони за допомогою похилої перегородки).*

130. Патент України на корисну модель № 120662, МПК C02F 3/34, A01K 61/10. Спосіб трансформації нерозчинених органічних забруднень в умовах рециркуляційних аквакультурних систем при вирощуванні риби / Пилипенко Ю. В., Гроховська Ю. Р., Кононцев С. В., Ковальов Ю. І.: заявл. 06.06.17; опубл. 10.11.17, Бюл. №21. *(Здобувачу належить визначення умов культивування молюсків у споруді та запропоновано технічні рішення для ефективного розподілу води).*

Навчальні видання

131. Ботаніка з основами гідроботаніки: Навчальний посібник. / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев. – Рівне: НУВГП, 2010. – 341 с. *(Здобувачем написано 1, 4 та 6 розділи).*

132. Гідроботаніка: Навчальний посібник / Гроховська Ю. Р., Ходосовцев О. Є., Пилипенко Ю. В., Кононцев С. В. – Херсон: Олді-Плюс, 2013. – 376 с. *(Здобувачем написано 4 розділ та підрозділ, присвячений декоративним водним рослинам).*

133. Біологічний моніторинг водного середовища: Навчальний посібник / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев, Т. М. Колесник. – Рівне: НУВГП, 2010. – 341 с. *(Здобувачем в співавторстві написано розділи «Токсичне забруднення та його наслідки для водних екосистем», «Місце біотестування в системі біологічного моніторингу»).*

134. Обладнання та проектування в біоенергетиці та водоочищенні і управління безпекою праці: Підручник для студ. спеціальності “Біотехнології та біоінженерія”, спеціалізації «Екологічна біотехнологія та біоенергетика» / Л. А. Саблій, О. М. Бунчак, В. С. Жукова, С. В.

Кононцев; Під ред. Л. А. Саблій. – 2-е вид., перероб. і доп. – Рівне: НУВГП, 2018. – 376 с. (*Здобувачем написано розділ «Споруди й обладнання для очищення стічних вод з використанням затоплених біофільтрів»*).

Р.4. Відомості про апробацію результатів дисертації

1. Наукова конференція «Шляхи збереження і відновлення рибицтва та водних екосистем у Поліському регіоні»; м. Рівне, 24-26 жовтня 2011 р. (*очна участь, усна доповідь, публікація статті*);
2. Науковий семінар «Охорона та раціональне використання водних біоресурсів Рівненщини», м. Рівне, 27 березня 2013 року (*очна участь, усна доповідь*);
3. V-й Міжнародний екологічний форум «Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета», м. Херсон, 21-22 листопада 2013 року (*очна участь, усна доповідь, публікація статті*);
4. Круглий стіл «Вода: проблеми та шляхи вирішення», м. Рівне, 4 липня 2014 року (*очна участь, усна доповідь, публікація статті*);
5. II Міжнародна науково-практична конференція «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти», м. Київ, 8-11 жовтня 2014 року (*очна участь, публікація тез*);
6. VI Міжнародна наукова конференція «Актуальні проблеми дослідження довкілля», м. Суми, 20-22 травня 2015 року (*заочна участь, публікація статті*);
7. Международный научно-практический семинар по индустриальной аквакультуре «Инновационные технологии рыбоводства в рециркуляционных системах», Беларусь, г. Горки, 18-19 мая 2015 года (*заочна участь, публікація тез*);
8. II Международная научная конференция «Агробιοоразнообразие для улучшения питания, здоровья и качества жизни», Словацьчина, м. Нітра, 20-22 серпня, 2015 року (*заочна участь, публікація статті*);
9. Міжнародний Конгрес та Технічна виставка «ЕТЕВК-2015. Екологія, Технологія, Економіка, Водопостачання, Каналізація», м. Іллічівськ, 8-12 червня 2015 року (*заочна участь, публікація статті*);
10. VIII Міжнародна іхтіологічна науково-практична конференція «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології», м. Херсон, 17-19 вересня 2015 року (*заочна участь, публікація тез*);
11. III Міжнародна науково-практична конференція «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти», м. Київ, 28-30 жовтня 2015 року (*очна участь, усна доповідь, публікація тез*);
12. V Міжнародна науково-практична конференція «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти», м. Київ, 26-28 жовтня 2016 року (*очна участь, усна доповідь, публікація тез*);
13. II Міжнародна науково-технічна Інтернет-конференція «Ресурсозбереження та енергоефективність інженерної інфраструктури урбанізованих

- територій та промислових підприємств», м. Харків, 2-27 лютого 2016 року (*заочна участь, публікація тез*);
14. I Міжнародна науково-практична конференція «Водопостачання та водовідведення. Проектування, будова, експлуатація, моніторинг», м. Львів, 4-6 листопада 2015 р. (*заочна участь, публікація тез*);
 15. XIX Міжнародна науково-практична конференція «Екологія. Людина. Суспільство», м. Київ, 12-13 травня 2016 р. (*заочна участь, публікація тез*);
 16. Науково-практична конференції «Меліорація та водовикористання – сталий розвиток водогосподарського комплексу країни», м. Мелітополь, 17 березня 2017 р. (*заочна участь, публікація тез*);
 17. II міжнародна конференція «Recirculating Aquaculture Systems (RAS): Life Science and Technologies», Латвія, м. Даугавпілс, 5 квітня 2017 р. (*заочна участь, публікація тез*);
 18. Міжнародна науково-практична конференція «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку» до 60-річчя від дня народження професора Пилипенка Ю. В., м. Херсон, 23 вересня 2018 р. (*заочна участь, публікація тез*);
 19. Круглий стіл «Проблеми та перспективи іхтіологічних досліджень в рамках розвитку Смарагдової мережі», м. Київ, 21 квітня 2016 року (*очна участь, усна доповідь*);
 20. I Міжнародна науково-практична конференція «Перспективи розвитку сільського та екологічного туризму в Україні», м. Березне, 20-21 травня 2016 року (*заочна участь, публікація тез*);
 21. Науково-практична конференція з міжнародною участю «Вода: проблеми та шляхи вирішення» м. Рівне, 6-8 липня 2016 року (*очна участь, усна доповідь, публікація статті*);
 22. Всеукраїнська науково-практична конференція «Сталий розвиток країни в рамках європейської інтеграції», м. Житомир, 27 жовтня 2016 року (*заочна участь, публікація тез*).